

8

ECONOMÍA E MEDIO AMBIENTE

- Economía convencional
- Economía da sustentabilidade
- Economía da contaminación
 - Valoración económica

UNHA REVISTA DE COLECCIÓN !



**CONSEGUE A COLECCIÓN COMPLETA DA REVISTA
CERNA**

Realiza o pedido dirixíndote ó local de ADEGA
Praza Camilo Díaz Valiño 15 - 2ªA de Santiago. Telf. e Fax: (981) 57 00 99
e-mail: adega@ctv.es
Web: www.adegagaliza.org

CAPÍTULO	PÁX
INTRODUCCIÓN	5
1. DA ECONOMÍA CONVENCIONAL Á ECONOMÍA DA SUSTENTABILIDADE 7	
1.1. INTRODUCCIÓN	7
1.2. O ENFOQUE CIRCULAR FRONTE Ó ENFOQUE LINEAL.....	8
1.3. O CONCEPTO DE DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE	11
1.4. A CONTABILIDADE NACIONAL VERDE	13
1.4.1. As contas satélite	14
1.4.2. As contas modificadas.....	15
1.4.3. As contas da auga en España.....	15
1.5. O AFORRO XENUÍNO COMO INDICADOR DE SUSTENTABILIDADE	18
1.6. VISIÓN GLOBAL DA ECONOMÍA AMBIENTAL	20
2. A ECONOMÍA DA CONTAMINACIÓN.....	23
2.1. ANÁLISE DA CONTAMINACIÓN COMA UN FALLO DE MERCADO.....	23
2.2. APLICACIÓNS DA IMPOSICIÓN AMBIENTAL.....	26
3. A VALORACIÓN ECONÓMICA DOS CAMBIOS AMBIENTAIS.....	29
3.1. A NECESIDADE DE VALORAR.	29
3.2. O VALOR TOTAL	29
3.3. OS LÍMITES DA VALORACIÓN	30
3.4. PROBLEMAS ÉTICOS	30
3.5. MÉTODOS DE VALORACIÓN	31
3.5.1. O método do custo da viaxe	32
3.5.2. As visitas ó Monte Aloia en Galicia.....	34
3.5.3. O método dos prezos hedónicos.....	36
3.5.4. O método da valoración continxente.....	38

ADEGA CADERNOS

Depósito Legal N.º: 1390/96 ISSN: 1137-0262

Edita: Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza

Coordinación: Manuel Soto e María Xosé Vázquez

ADEGA, Praza Camilo Díaz Valiño, 15-2ª Santiago, Tel/Fax: 981 57 00 99

E-mail: adega@ctv.es / Web: www.adegagaliza.org

1ª EDICIÓN: NOVIEMBRE 2002

Impresión e Maquetación: NINO (Centro de Impresión Dixital)

O presente caderno conta cunha axuda da Secretaría Xeral de Investigación e Desenvolvemento da Xunta de Galicia

Rosalía de Castro, 58 - Tel.: (981) 59 03 02

As ideas, afirmacións e posicionamentos vertidos polos autores en ADEGA CADERNOS son responsabilidade exclusiva dos mesmos. Permitida a reprodución, sempre que se cite a fonte.- Editado en papel reciclado 100% para preservar os bosques, evitar a contaminación das celulosas e contribuír á reciclaxe do lixo.



3.6. APLICACIÓN DO MÉTODO DA VALORACIÓN CONTINXENTE Á CONTAMINACIÓN DO AIRE EN VIGO	39
3.7. SITUACIÓN ACTUAL DA ECONOMÍA AMBIENTAL	44
4. ANEXOS	47
1. A UNIÓN EUROPEA E AS MAREAS NEGRAS ¿CANTO DEBE PAGAR O QUE CONTAMINA?	48
2. CAMPAÑA DA OEA A FAVOR DA REFORMA AMBIENTAL DA FISCALIDADE EN EUROPA.	53

• OS AUTORES •

María Xosé Vázquez Rodríguez

Doutora en Economía pola Universidade de Las Palmas de Gran Canaria e profesora de Economía do Medio Ambiente nas Facultades de Economía e de Ciencias do Mar da Universidade de Vigo. A súa investigación céntrase nos métodos de valoración económica de custos e beneficios ambientais, con especial interese nos efectos da contaminación sobre a saúde. Ten publicado traballos na Revista de Economía Aplicada, en Journal of Economics, Agriculture and Environment, na Revista Galega de Economía e contribucións nos libros Managing Pollution: Economic Valuation and Environmental Toxicology, sendo coautora dos libros Valoración Económica del Patrimonio Natural e Economía Ambiental e Sociedade.

Xavier Labandeira

Doutor en Economía pola Universidade de Vigo, profesor titular do Departamento de Economía Aplicada e vicedecano de relacións exteriores da Facultade de Ciencias Económicas e Empresariais da Universidade de Vigo. Os seus intereses profesionais sitúanse na fronteira da Economía Pública e a Economía Ambiental, con aportacións especialmente no campo da fiscalidade ambiental. Ten publicado traballos en revistas como Energy Policy, Fiscal Studies, Australian Tax Forum, Hacienda Pública Española o Revista de Economía Aplicada e é coautor do libro La Reforma Fiscal Verde: Teoría y Práctica de la Imposición Ambiental.

INTRODUCCIÓN

A economía ambiental está chegando á súa madurez. Hai aproximadamente corenta anos xurdiu como unha rama crítica da economía convencional pero carecía aínda de fundamentación científica sólida e, o máis importante, de capacidade para espertar o interese das institucións públicas e privadas sobre os seus enunciados. Co tempo, a súa análise fíxose máis rigorosa, e un número crecente de países, incluída a Unión Europea no seu conxunto, teñen comezado a aceptar os seus enfoques globais e a súa perspectiva social, incorporándoos na avaliación de proxectos e políticas.

As bases da economía ambiental descansan na lóxica máis simple: a importancia de analizar as causas e as implicacións económicas da degradación ambiental, e a necesidade de deseñar incentivos económicos para frear este proceso. A premisa fundamental da economía ambiental – e paradoxalmente a máis polémica – é que o medio ambiente e a economía non se poden contemplar separadamente, pois cambios nun deles afectan inexorablemente ó outro.

Con este caderno queremos romper o tópico de que a economía tan só se preocupa de fluxos de diñeiro e de intercambios de mercado. En realidade, a premisa dos enfoques máis modernos é que para a economía calquera cambio no noso benestar é un efecto económico, sexa este producido por un ben material ou inmaterial. Neste sentido, o medio ambiente, coma fonte de benestar, é considerado un ben socialmente valioso. Aínda máis, segundo a definición máis estendida, a economía ten como obxectivo a asignación de recursos escasos entre usos alternativos. Así, a medida que os recursos naturais e a capacidade de asimilación dos grandes medios (o aire, a terra ou a auga) se convierten en escasos, é necesario xestionalos adecuadamente para evitar a sobreexplotación e o risco da súa desaparición.

Un exemplo ilustrativo: algunhas persoas sufrimos ante un incendio forestal, pola visión de carballos e castiñeiros carbonizados e da terra cuberta por un manto negro de cinza e baleira de seres vivos. O noso benestar é menor despois dun acontecemento deste tipo. En xeral, o especulador que prende lume ó monte prevé obter – e a maior parte das veces conségueo – beneficios monetarios da súa acción, pero existen prexuízos económicos desa mesma acción, pois afecta negativamente ó benestar doutros individuos da comunidade, de forma que é posible que o balance neto para a sociedade no seu conxunto sexa negativo.

É este balance final o verdadeiro obxectivo do enfoque que presentamos neste caderno, a Economía Ambiental, e defendemos que debe ser este balance social o que debe guiar as decisións, tanto públicas como privadas, relacionadas coa xestión dos recursos.

Por último, unha aclaración necesaria: trátase de integrar o medio ambiente correctamente dentro do pensamento económico, para que a economía poida contribuir á solución e prevención dos problemas ambientais. Estas solucións económicas deben considerarse necesarias pero non suficientes por si soas. Son pois complementarias e non excluíntes doutro tipo de actuacións.

María Xosé Vázquez Rodríguez





1. DA ECONOMÍA CONVENCIONAL Á ECONOMÍA DA SUSTENTABILIDADE

María Xosé Vázquez Rodríguez

1.1. INTRODUCCIÓN

A economía ambiental ten as súas orixes nos anos 60, co xurdimento dos movementos "ecoloxistas" nos países máis desenvolvidos. Non obstante, os fundamentos da economía ambiental datan de moito antes, e as súas ideas foron tomadas de tan atrás coma o século XVIII, de autores coma T. Malthus (1766-1834)¹.

Dende a Revolución Industrial, e dende a II Guerra Mundial, en particular, a énfase das investigacións económicas radicaba no mantemento e estimulación permanente do crecemento económico. A economía tradicional, como ciencia social era un reflexo fiel da sociedade do momento, e nesa época ocupábase exclusivamente dos procesos de produción e consumo e das relacións entre eles, considerando o consumo como único xerador de benestar para a sociedade.

Sen embargo, xa nos anos 60 e, sobre todo nas décadas dos 80 e 90, xurde unha certa preocupación ambiental. As súas raíces descansan en determinados efectos globais que alertaban sobre as implicacións do modelo de crecemento económico vixente.

PRODUCCIÓN



CONSUMO



BENESTAR

Así, a crise dos prezos do petróleo, a principios da década dos 80, foi en realidade o primeiro sinal de alerta sobre o problema do esgotamento dos recursos. Se o modelo de crecemento das economías dependía do consumo continuo de recursos non renovables, concretamente do petróleo e os seus derivados, a repentina conciencia a sobre a súa escaseza,... ¿implicaría a crise deste modelo económico?. Alomenos xerou unha reconsideración das posibilidades de manter este crecemento a medio e longo prazo, e desembocou nun concepto hoxe estendido, o desenvolvemento sustentable.

Nesta mesma época, estaba a xurdir tamén suficiente evidencia dos efectos da industrialización e do crecemento incontrolados. Fundamentalmente a contaminación de aire e auga e os seus efectos sobre a saúde e os ecosistemas; a destrución da paisaxe; a extinción acelerada de especies, etc. Inevitablemente, isto espertou a preocupación pola calidade de vida, como concepto máis amplo e non só baseado no consumo de bens materiais, e tamén polo benestar interxeracional, é dicir, sobre os recursos que as xeracións presentes deixarán como herdanza para as xeracións futuras.

En concreto, a preocupación pola calidade de vida estaba apoiada pola evidencia derivada de certos estudos de opinión que mostraban que, a pesar do incremento absoluto nos niveis de renda das sociedades occidentais, as persoas declaraban non ser moito máis felices (o Paradoxo de Easterlin)². Parecía que a felicidade era un fenómeno complexo, non só material senón influenciado polas relacións sociais, o aproveitamento de tempo libre, o entorno, etc.

1. T. Malthus, *An Essay on the Principle of Population*, primeira publicación en 1798. Reimprimida por MacMillan, Londres en 1909. Neste libro o autor reflexionaba sobre a diferenza entre o crecemento da poboación e o crecemento dos recursos e prevía o colapso do sistema e, como resultado, un estado estacionario, de miseria.

2. R. A. Easterlin, "Does Economic Growth Improve the Human Lot?", en P. David e R. Weber (eds.), *Nations and Households in Economic Growth*, Academic Press, New York, 1974.



O noso sistema económico está asentado nos sistemas ecolóxicos (biosfera) e sen o seu soporte non pode sobrevivir.

Finalmente, a terceira reflexión sobre a evolución das economías, estaba relacionada co crecemento ilimitado da poboación nas nacións non industrializadas, que estaba desembocando nunha excesiva presión sobre os recursos e, inevitablemente en pobreza xeneralizada, pero tamén implicaba extinción de especies e desaparición dos "pulmóns do planeta" por queimas e talas incontroladas. Así, vai xurdir unha preocupación polo benestar intraxeracional, é dicir, pola desigualdade existente en diferentes rexións do planeta. Pero tamén por atopar os medios que axudasen a estes países a evitar as pautas de crecemento que tiñan seguido os países máis industrializados, por ser probadamente destructivas e con efectos globais, relacionados co cambio climático, a contaminación da terra e dos alimentos, etc.

En definitiva, o recoñecemento de que o noso sistema económico, que proporciona os bens materiais e servizos necesarios para o noso moderno nivel de vida, está asentado nos sistemas ecolóxicos (biosfera) e sen o seu soporte non pode sobrevivir, e que a actividade económica está limitada en última instancia polas posibilidades do medio ambiente, é fundamental para o entendemento da economía ambiental.

1.2. O ENFOQUE CIRCULAR FRONTE Ó ENFOQUE LINEAL

Como reflexo destas novas ideas, no ano 1966 Kenneth Boulding³ escribiu un ensaio que combinou ciencia e economía para adoptar unha visión da economía como sistema de fluxo de recursos circular, e do medio ambiente como un conxunto de límites, en función dos recursos dispoñibles e da capacidade asimilativa de residuos.

Boulding argumentaba que deberíamos deixar de nos comportar como se vivisemos nunha economía cow-boy, típica do antigo oeste americano, con territorios ilimitados por descubrir (neste caso, recursos e vertedoiros) e comezar a pensar no planeta como unha nave espacial. A nave espacial é un sistema circular que ten que dedicar o máximo esforzo a reciclar materiais, reducir residuos, conservar as fontes de enerxía non renovables e intentar utilizar fontes de enerxía renovables.

Neste contexto xurde tamén o informe titulado *Os límites do crecemento* (Meadows et al., 1972)⁴, moi crítico coa posibilidade de crecemento continuado. Este informe presentaba resultados obtidos a partir de exercicios de simulación realizados coa axuda dun modelo informatizado do sistema económico mundial. Predecía o colapso de todo o sistema debido a que o crecemento económico chocaría con límites derivados do medio natural.

O enfoque circular da Economía Ambiental preséntase de maneira simple no Gráfico 1. A economía está representada na parte superior deste gráfico e o medio ambiente na parte inferior. Mentres a economía convencional só se ocupa do que acontece no cadro superior, a Economía do Medio Ambiente considera as relacións entre ambos cadros.

No gráfico téntanse representar os fluxos que interrelacionan a economía co medio ambiente. En primeiro lugar, obsérvase que o medio ambiente fornece materias primas para os procesos productivos. Tamén proporciona servizos recreativos (paisaxe, deportes de aventura, etc.) directamente ós consumidores. Estes dous cadros, materias primas e recreación, solápanse xa que por exemplo, un bosque pode servir coma fonte de madeira para determinadas producións, e tamén como

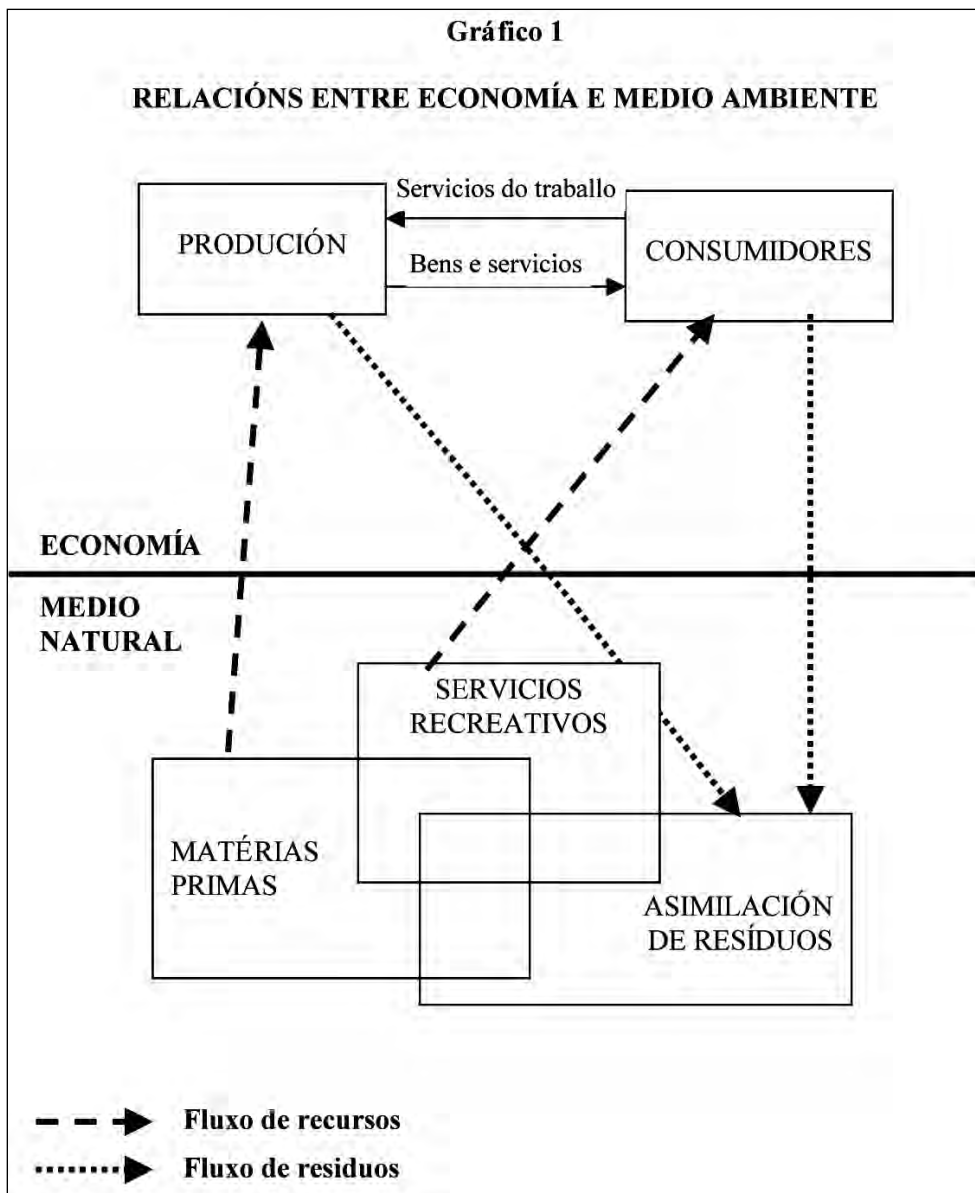
3. Boulding, K., (1966). "The Economics of the Coming Spaceship Earth", en H. Jarrett (ed.) *Environmental Quality in a Growing Economy*, Johns Hopkins University Press, Baltimore.

4. D.H. Meadows et al. (1972), *The Limits to Growth*, Universe Books, New York.



fonte de servizos recreativos derivados de actividades de lecer. Isto leva a que, á hora de xestionar un recurso, sexa necesario enfrontarse a decisións sobre se dedicalo á produción, ou ás actividades recreativas, ou incluso cómo combinar ambos usos.

A segunda vía de interacción entre economía e medio natural é a xeración de residuos, tanto por parte de produtores como de consumidores. A produción industrial implica a descarga no aire ou nos ríos de residuos, mentres que os lixos domésticos e os fluxos de colectores e sumidoiros acaban por volver dunha ou outra forma ó medio natural. Isto implica utilizar a capacidade asimilativa do medio como sumidoiro de lixo. Esta descarga de residuos pode diminuír a capacidade do medio natural para proporcionar servizos recreativos e, se é severa, pode incluso limitar o seu papel de subministrador de materias primas. Polo tanto, as tres funcións do medio ambiente están íntima e indisolublemente relacionadas.



Deberíamos deixar de nos comportar como se vivíssemos nunha economía cow-boy, típica do antigo oeste americano, con territorios ilimitados por descubrir (neste caso, recursos e vertedoiros) e comezar a pensar no planeta como unha nave espacial.

Por exemplo, unha ría pode permitir a pesca, o marisqueo ou os cultivos mariños, e pode proporcionar auga limpa para un proceso industrial determinado (como exemplo: unha fábrica de pasta de papel). Ó mesmo tempo, pode servir de lugar para o ocio e a realización de actividades recreativas: natación, mergullo, pesca ou

navegación deportiva. Se a contaminación industrial e os residuos domésticos se verten á ría, a súa capacidade para proporcionar estas actividades lúdicas verase danada, o marisqueo e os cultivos poden resultar inviables e, en última instancia, se a contaminación é o suficientemente intensa, pode acabar coa posibilidade de que a ría subministre auga adecuada incluso para calquera produción industrial.

A Economía do Medio Ambiente trata de proporcionar instrumentos e técnicas que axuden na resolución de conflitos relacionados cos puntos de intersección destes tres cadros inferiores, co obxectivo de que os recursos se xestionen adecuadamente e o crecemento da economía non destrúa as fontes das que se nutre.

As tres funcións do medio ambiente (subministración de materias primas, servizos recreativos, asimilación de residuos) están íntima e indisolublemente relacionadas.



A ría de Pontevedra é un exemplo de cómo a contaminación pode incidir moi negativamente na produción pesqueira e marisqueira e na aptitude para o ocio dunha ría

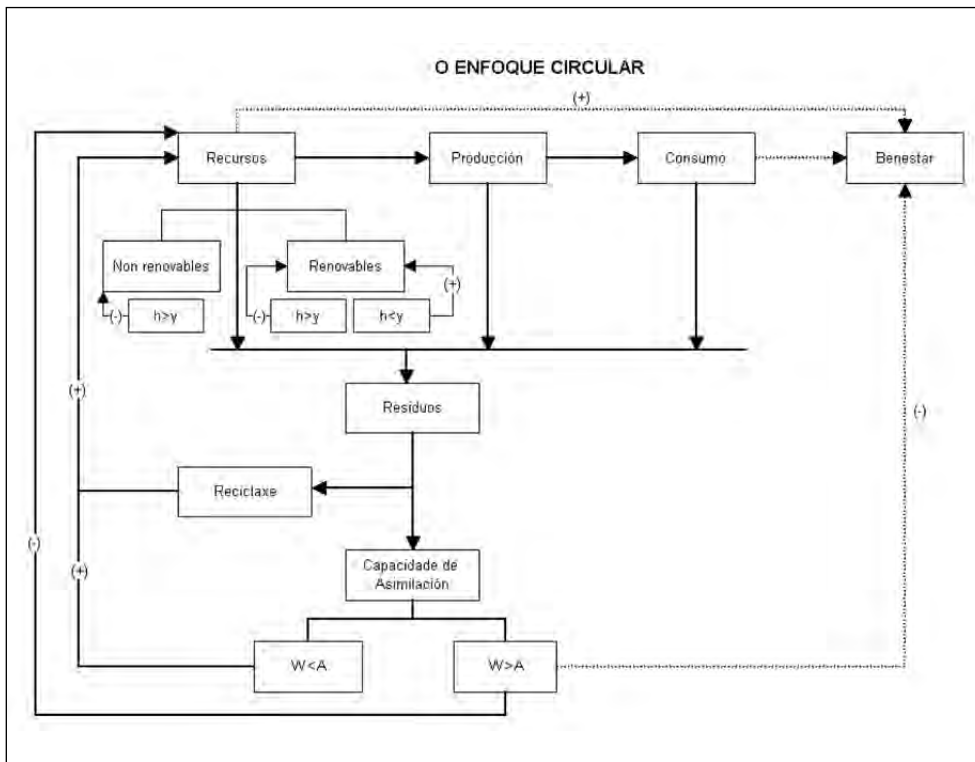
En resumo, a economía ambiental trata de representar a economía real na cal vivimos e traballamos como un sistema aberto ou circular. A perspectiva de equilibrio de materiais é o fundamento da análise económica, pois cantos máis recursos se detraen do medio ambiente máis residuos retornan a el, mesmo superando a capacidade limitada do medio de assimilar estes residuos sen danar á vida, tanto humana coma de animais ou plantas.

Existen límites a produción e ó consumo e, polo tanto, ó crecemento ilimitado baseado no modelo vixente, despreocupado pola orixe das súas materias primas e o destino dos materiais residuais. Unha análise detallada destes límites preséntase no Gráfico 2.

O consumo de recursos non renovables ten un límite claro, pois trátase de recursos limitados ou de stocks (están dispoñibles en cantidades fixas). A taxa de extracción, h , é sempre maior que a súa taxa de reprodución, y . Por tanto, estes recursos sempre diminúen, o que ben representado coma unha corrente negativa sobre os recursos.

Pola súa banda, a sobreexplotación de recursos renovables, derivados da captura ou extracción por enriba das súas taxas naturais de reprodución ($h > y$), converte ós mesmos en non renovables e, polo tanto, tamén acaban sendo limitados. É o caso da sobrepesca.

Finalmente, o consumo e produción crecentes implican tamén máis residuos, vertidos e emisións (W), superando a capacidade de asimilación natural do medio ambiente (A), e ameazando tanto á saúde humana coma á supervivencia dos ciclos básicos nos que se fundamenta a vida. A reciclaxe, pola súa banda, permite recuperar algúns destes residuos e transformalos de novo en recursos, xerando unha ache-ga positiva ó fluxo circular.



Fonte: Adaptación de Pearce, D.W., e Turner, R.K. (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf.

*Existen límites a pro-
ducción e ó consumo e,
polo tanto, ó crecemento
ilimitado, despreocupado
pola orixe das materias
primas e destino dos
materiais residuais.*

1.3. O CONCEPTO DE DESENVOLVEMENTO SUSTENTABLE.

Nos epígrafes anteriores temos presentado a economía ambiental, como un enfoque máis global, que ten en conta as interrelacións co medio ambiente, do cal depende e sobre o cal inflúe. Isto implica que o desenvolvemento sustentable pasa a ser o obxectivo último da planificación económica.

En xeral, o concepto de desenvolvemento sustentable conta con ampla atención popular, política e académica nos últimos tempos, e ten sido incorporado como obxectivo na maior parte das políticas ambientais nacionais, seguindo os parágrafos iniciais do documento Axenda 21 (UNCED, Río de Janeiro, 1992)⁵.

"... e o desenvolvemento sustentable debe converterse nunha prioridade na axenda da comunidade internacional".

Xa que logo, o desenvolvemento sustentable é xeralmente aceptado como obxectivo desexable. Pero, ¿en que consiste en realidade? E, o máis importante, ¿como podemos saber se un país esta evolucionando cara a sustentabilidade?

En primeiro lugar, a definición de desenvolvemento sustentable máis aceptada internacionalmente é a seguinte (Informe Brutland, WCED, 1987, p. 43)⁶.

5. United Nations Conference on Environment and Development, (1992). *Agenda 21*. UNCED, New York.

6. World Commission on Environment and Development, (1987). *Our Common Future*. Oxford University Press.

" O desenvolvemento sustentable é aquel desenvolvemento que consegue satisfacer as necesidades da presente xeración sen comprometer as oportunidades das xeracións futuras para satisfacer as súas propias necesidades "

Polo tanto, implica tanto diminución das desigualdades como preocupación polo legado que deixamos ás xeracións futuras. O concepto de desenvolvemento comporta preocupación pola calidade de vida, fronte ó concepto máis restrinxido de crecemento, máis centrado na riqueza exclusivamente material.

Non obstante, a definición de desenvolvemento sustentable é o menos importante. O salientable é saber o que hai que facer para acadalo e cómo saber se estamos no camiño adecuado para conseguilo.

Un indicador fundamental, utilizado tradicionalmente para describir a evolución dunha economía, é o PIB (ou Produto Interior Bruto). De forma resumida, o PIB intenta contabilizar a cantidade de bens e servizos producidos nunha economía durante un ano, pero ¿indica realmente o nivel de vida da poboación dese país?

Aproximadamente un 30 % das actividades xeran o 70 % do crecemento. Pero, por desgracia, son estas as actividades que maior dano causan ó medio ambiente, debido á súa utilización ineficiente dos recursos ou como consecuencia da contaminación que ten lugar durante a produción ou o consumo (industrias do petróleo, petroquímica, metalúrxica, agricultura, construción de estradas, transporte, minería, etc).



O Produto Interior Bruto (P.I.B.) non contabiliza os danos ambientais que non teñen reflexo en produtos que se compran e venden no mercado. Mesmo considera unha contribución ao desenvolvemento os gastos nas tarefas de recuperación ambiental motivadas por unha catástrofe ecolóxica como, por exemplo, unha marea negra.

Coa aparición da Economía do Benestar, despois da Segunda Guerra Mundial, considerouse que as medidas convencionais, coma o PIB, non funcionan como bos indicadores do benestar das persoas. O grao de error vén determinado pola importancia das actividades de non-mercado. Estas actividades comprenden tanto os "bens" (traballo doméstico, servizos recreativos e de sustento da vida fornecidos polo medio ambiente, etc.), como os "males" (contaminación ambiental e o esgotamento de recursos naturais) non intercambiados no mercado.

Empeza a recoñecerse que o crecemento da produción non ten en conta a perda de bens ambientais escasos. Aproximadamente un 30 % das actividades xeran o 70 % do crecemento. Pero, por desgracia, son estas as actividades que maior dano causan ó medio ambiente, debido á súa utilización ineficiente dos recursos ou como consecuencia da contaminación que ten lugar durante a produción ou o consumo

(industrias do petróleo, petroquímica, metalúrxica, agricultura, construción de estradas, transporte, minería, etc). Basicamente isto ocorre porque a deterioración ambiental non se incorpora nas contas nacionais como custo.

Algúns exemplos poden axudar a ilustrar as carencias do P.I.B. como indicador de desenvolvemento. A tala de árbores en bosques tropicais para a súa exportación (por exemplo, en Indonesia, Brasil, etc.) conleva que o PIB destes países aumenta, e a economía do país medra. Non embargante, a cruz desta moeda é que o país está vendendo os seus recursos e diminuíndo o seu potencial de crecemento futuro.

A situación é similar á dunha empresa que vendese os seus edificios e a súa maquinaria para engrosar a cifra de beneficios anual. Isto sería realmente unha "descapitalización", e a empresa non tardaría moito en ir á quebra. Un caso aínda máis extremo, un derrame de petróleo nas nosas costas ocasiona unhas perdas evidentes que se reflicten na caída de ingresos para o sector pesqueiro e marisqueiro da zona. Os ingresos derivados dos equipos de limpeza e persoal van ter un efecto positivo sobre o P.I.B. que, en moitos casos poden resultar incluso nun balance económico positivo. Isto acontece, de novo, porque non se contabilizan os danos ambientais que non teñen reflexo en produtos que se compran e venden no mercado.

Polo tanto, o problema é que existen diferentes raseiros nas contabilizacións: non se deducen como custos as perdas ambientais pero si se anota o gasto na súa recuperación como consumo final e, en consecuencia, como corrente positiva dentro da economía. Por outro lado, existen actividades de dubidoso beneficio para a calidade de vida como a venda de armas, ou o consumo de tabaco, alcol e outras drogas, e que pola contra, si teñen un impacto positivo na evolución do PIB.

Co obxectivo de superar estes problemas, téñense definido diferentes indicadores de desenvolvemento alternativos. Imos presentar a continuación dous deles, a Contabilidade Nacional Verde e o Aforro Xenuíno (tamén chamado Aforro Neto Axustado).

1.4. A CONTABILIDADE NACIONAL VERDE

O principio sustentador da necesidade dunha modificación da Contabilidade Nacional (C.N.) resúmese na frase de Weber (1989),

"Ter información é importante para convencer os decisores políticos; para un decisor non ter información é equivalente a non ter problemas ambientais".

A modificación da C.N. está sendo un campo prioritario de estudio tanto nos países desenvolvidos como subdesenvolvidos. A reforma C.N. para incorporar variables ambientais, implica chamar a atención sobre o feito de que cando extraemos recursos naturais ou emitimos residuos á atmosfera, á auga ou á terra estamos deteriorando ou depreciando o capital natural. Normalmente para incorporar esta depreciación ou perda na C.N. búscanse tres tipos de axustes, relacionados coa diminución da dispoñibilidade de recursos naturais non renovables, de recursos naturais renovables e da capacidade asimilativa do medio.

A partir dos anos 80, institutos de estatística de diferentes países comezaron a traballar na forma de incorporar variables ambientais na C.N., con esquemas fáciles de aplicar e baseados en información cuantitativa precisa e obxectiva.



Concretamente, mentres se xestaba o Informe da Comisión Brutland, desenvolvíase unha iniciativa do PNUMA (Programa das Nacións Unidas para o Medio Ambiente) e do Banco Mundial, para revisar os cálculos da renda nacional co fin de reflectir neles os aspectos ambientais máis preocupantes.

En xeral, a crítica ós sistemas actuais de C.N. céntrase nas variables que utiliza para describir a relación entre sistema económico e medio ambiente:

- a) Respecto ós gastos defensivos (de empresas, goberno ou particulares). Aquí inclúense os custos de tratar o medio ambiente contaminado, os custos do tratamento das enfermidades derivadas da contaminación, etc.. O primeiro dos problemas é que non existe información unanimemente aceptada como "gastos defensivos". En xeral, considéranse gastos defensivos aqueles custos necesarios para previr e eliminar o dano ambiental.
- b) Respecto ó uso de bens ambientais. A C.N. non recolle a utilización de recursos (renovables e non renovables) nas actividades de produción e consumo e, polo tanto, a súa depreciación física (minerais enerxéticos e non enerxéticos, bosques, peixe, etc.).
- c) Respecto ó uso de servizos ambientais. Normalmente relacionado co uso (sobreuso) da capacidade asimilativa do medio ambiente e, consecuentemente, coa súa degradación cualitativa. Esta degradación ten efectos negativos sobre o benestar social, tanto na redución de oportunidades de produción e consumo, como no incremento da competencia entre empresas e fogares polo uso de recursos "de libre acceso" como a auga, o aire e a terra.

Existen dous enfoques para a reforma das contas nacionais:

☐ Enfoque I. Trata de definir contas ambientais e de recursos naturais en unidades físicas (ou en combinación con unidades monetarias), que acompañen as C.N. convencionais. Son as chamadas **CONTAS SATÉLITE**.

☐ Enfoque II. Trata de reflectir os cambios nos recursos naturais e no medio ambiente en unidades monetarias e con eses datos axustar a C.N. convencional, introducindo novas medidas de renda, produción e riqueza. Este enfoque denomínase **CONTAS MODIFICADAS OU AXUSTADAS**.

1.4.1. As contas satélite

A énfase das contas satélite radica na necesidade de expandir a capacidade analítica da C.N. dunha maneira flexible, sen atentar contra o sistema central. Poden incorporar medias físicas e/ou monetarias e ademais, como están deseñadas para ser vinculadas o sistema convencional de C.N. facilitan a análise da interacción medio ambiente-economía.

Algúns exemplos deste tipo de contas, que se están empezando a levar á práctica son:

- a) Contas de recursos naturais. Miden fluxos e stocks de recursos, como a extracción/tala, descubrimentos de novos xacementos ou explotacións, etc.
- b) Contas de emisións contaminantes. Asociadas coa actividade económica a través das chamadas táboas input-output.
- c) Contas detalladas de gastos en protección ambiental, con posibles desagregacións por sectores, tipo de contaminante e medio receptor.

A reforma da contabilidade nacional para incorporar variables ambientais, implica chamar a atención sobre o feito de que cando extraemos recursos naturais ou emitimos residuos á atmosfera, á auga ou á terra estamos deteriorando ou depreciando o capital natural.



Este tipo de contas non xera demasiados problemas nin controversias, xa que se engaden as C.N. actuais con usos e obxectivos específicos e predefinidos. Neste senso, funcionan como información complementaria.

1.4.2. As contas modificadas

Son moito máis controvertidas posto que requiren unha modificación dos agregados contables existentes ou a creación de agregados novos. O concepto clave desta proposta é o de Produto Nacional Neto (Produto Nacional Bruto menos a Depreciación).

De forma moi resumida, estas contas propoñen as seguintes liñas de modificación:

$$PNB_v = PNB + SA - DA - GD$$

PNB_v = Produto nacional bruto "verde"

PNB = Produto nacional bruto convencional.

SA = Servicios ambientais (especialmente, capacidade asimilativa do medio que proporciona servizos gratuítos de tratamento de residuos e emisións).

DA = Dano ambiental.

GD = Gastos defensivos ou gastos en protección ambiental (prevención e mitigación).

É dicir, o produto nacional verde é o resultado de axustar o PNB convencional, restándolle os danos ambientais causados (perda de recursos) e os gastos defensivos en prevención e mitigación destes danos, e sumándolle os servizos que o medio ambiente nos proporciona, entre eles a súa capacidade de depuración de residuos.

En primeiro lugar, é importante resaltar que non existe unha visión única sobre o obxectivo da C.N. "verde". Os países están desenvolvendo sistemas con propósitos distintos: algúns países buscan un indicador de sustentabilidade, outros buscan argumentos para demostrar a importancia das variables ambientais, outros só seguen a tendencia xeral,... Considérase que o gran impulso dos novos sistemas de C.N. xurdiu coa Axenda 21, aprobada no Cumio do Río de Janeiro, en xuño de 1992 (aínda que foi considerada "suave", pois contiña obrigas morais e non legais). En concreto, o capítulo 8 da Axenda 21 chama os gobernos a:

" ... expandir os actuais sistemas de C.N. para integrar dimensións sociais e ambientais na estrutura contable, incluíndo polo menos sistemas satélite de recursos naturais en todos os estados membros. "

1.4.3. As contas da auga en España

Como exemplo do esforzo que se está levando a cabo no campo da Contabilidade Ambiental, presentaremos de forma moi resumida os primeiros resultados obtidos polas Contas da Auga en España, integradas dentro das Contas de Patrimonio Natural⁷. A metodoloxía das Contas do Patrimonio Natural foi desenvolvida polo INSEE (Instituto Nacional de Estatística e Estudos Económicos) de Francia, e adoptado como modelo de contas da auga polos países da OCDE.

O obxectivo destas contas é basicamente a ordenación de información física e monetaria para orientar a súa xestión con criterios económicos, tendo en conta que a auga en España é un ben escaso, complexo e que pola súa importancia económi-

O produto nacional verde é o resultado de axustar o PNB convencional, restándolle os danos ambientais causados e os gastos defensivos en prevención e mitigación destes danos, e sumándolle os servizos que o medio ambiente nos proporciona.

7. O proxecto das contas da auga foi promovido pola antiga Dirección Xeral de Calidade das Augas do MOPT-MA, e realizado por un equipo dirixido por José María Gascó e José Manuel Naredo. Unha versión deste traballo foi presentada baixo o título "Spanish water accounts. Summary Report", á OCDE no seminario "Environmental Accounting for Decision-Making", que tivo lugar en París o 26 de setembro de 1994.



ca está destinado a situarse no centro de conflitos sociais, económicos e territoriais. Como exemplo, é significativo o Plan Hidrolóxico Nacional.

Este obxectivo xenérico ten como obxectivos específicos,

□ medir con periodicidade as variacións de dispoñibilidades ou stocks, permitindo seguir dinamicamente a evolución do patrimonio.

□ determinar as actividades que orixinan estes fluxos, os circuitos monetarios relacionados e o destino físico dos mesmos.

As contas da auga están integradas por tres contas particulares:

1. Contas de cantidade. Reflicten a variación de stocks e os fluxos asociados a esas variacións para un período de tempo determinado, distinguindo entre usos naturais espontáneos (sen a intervención humana), usos de orixe antrópica no medio natural (de ordenamento ou distribución, presas, embalses, etc.) ou de orixe antrópica en forma de extraccións destinadas a usos fóra do medio natural. A unidade de medida é o metro cúbico.

2. Contas de calidade. Consideran a calidade en función dos usos (e conteñen unha visión cuantitativa da calidade baseada na lei da entropía). Miden a enerxía libre ou utilizable que contén unha determinada masa ou volume de auga (a través do potencial osmótico ou hidráulico)⁸. Para a agregación utilízase como unidade de medida o quilómetro de canle normalizada, definida como unha canle hipotética de 1 km de lonxitude que transporta un caudal de 1 metro cúbico por segundo (m³/s).

3. Contas monetarias. Sistematizan e ordenan o conxunto de fluxos monetarios (ingresos e gastos) derivados das operacións que realizan os axentes económicos produtores de servizos de xestión da auga. O formato escollido permite o seu enlace co sistema de contas nacionais facilitando as comparacións.

As contas elabóranse para cada unha das cuncas hidrográficas peninsulares. A continuación, presentamos algúns resultados comparativos entre a situación en España e en Francia, tomando como base a situación de o ano 1991.

Contas físicas da auga

Stocks: Maior escaseza en España. Representa o 63 % dos stocks franceses e o 68 % en termos relativos (m³/Ha.). En termos relativos, a auga almacenada na terra e na vexetación é en España o 31 % menor que en Francia, debido á menor presenza de vexetación e á peor calidade das terras. Nos dous países o stock de auga áchase maioritariamente en acuíferos, o 93 % en Francia e o 95 % en España. No caso español, sen embargo, é de máis difícil acceso. O volume dos ríos españois constitúe o 0.02 % do total, en Francia o 0.3 %. Os ríos franceses permiten satisfacer o 19.4 % dos usos, os españois só o 0.04 %. Así, en España hai máis necesidade de encoros: en España acumulan o 1.5 % do total do recurso, en Francia un 0.4 %.

Fluxos: A precipitación en España é un 41 % inferior á francesa, 36 % en termos relativos. A evapotranspiración potencial é un 14 % superior, debido ó maior número de horas de sol (en media para o territorio estatal supera a precipitación). Este é o principal factor limitativo para a extensión de vexetación e as actividades humanas asociadas con ela. A ratio de dispoñibilidade neta natural real (D.N.N.R.), que é o volume dos recursos dispoñible, respecto dos usos, é do 41 % en España e do 11 % en Francia. Estamos bastante máis cerca de esgotarmos a dispoñibilidade do recurso. Isto reflicte as características climatolóxicas da Península Ibérica, que fan que a agricultura requira inxentes volumes de auga para poder producir de forma competitiva. A agri-

É necesaria unha política hidrolóxica que se centre na conservación dos recursos hídricos, optimizando a súa utilización.



cultura demanda o 80 % da auga utilizada en España, impedindo a reutilización de grande parte desta auga. O volume de recurso regulado de forma natural (que satisfai usos sen necesidade de regulación) representa o 8 % do total en España e o 40 % en Francia. Finalmente, en España prodúcese unha desacumulación neta de 1 Km³ anual, mentres, pola contra, o incremento medio do stock en Francia é de 22 Km³ /ano.

Algunhas conclusións:

❑ España está comparativamente peor dotada que Francia e ademais, dadas as súas características físicas, a auga constitúe un recurso estratéxico fráxil e custoso. É necesaria unha política hidrolóxica que se centre na conservación patrimonial do recurso, optimizando a súa utilización.

❑ É necesario tamén contar cun sistema de información global sobre o ciclo hidrolóxico (e non só sobre dispoñibilidades de uso a curto prazo). Por exemplo, non se conta con medidas adecuadas de evaporación, as fontes de información non están homoxeneizadas, só se coñece con periodicidade anual o consumo urbano e industrial e non existen datos do 80 % dedicado a usos agrícolas.

❑ Cómpre avanzar cara a unha asignación máis eficiente do recurso, para o cal é preciso transmitir ós axentes económicos o custo de oportunidade dos usos alternativos da auga.

Contas de calidade da auga

Como xa vimos, as medidas de calidade baséanse en variables descritivas da calidade química da auga. Ofrecen unha información importante para a súa xestión pero non permiten realizar unha reflexión económica respecto da calidade, nin realizar un exercicio contable que requiriría unidades homoxéneas e agregables. A medida de calidade vese afectada pola calidade das terras e polos usos do territorio. En España, sobre todo, a aridez incrementa seriamente o contido de sales disoltas e aumenta os usos agrícolas. Isto quere dicir que a calidade da auga non é só un problema de depuración de augas residuais senón de adecuados usos do territorio.

Os resultados das contas informan de que un 58.8 % do volume de auga ten un nivel de calidade aceptable ou bo. Sen embargo, so dúas concas (a do Norte e o Douro) poden considerarse con nivel aceptable, o resto presenta niveis moi baixos (non prepotables) para máis do 50 % do seu volume de auga. Con respecto á evolución, excepto tres bacías (Norte, Douro e Texo), o resto presenta perdas de calidade (en potencial osmótico) que superan o 1.4 %, sobre todo no Guadalquivir (4.3 %), Segura (5.3 %) e Júcar (16 %). As perdas totais de calidade (osmótica + evapotranspiración) permiten cuantificar as perdas nun 47.3 %, porcentaxe que nas concas do Sur supera o 70 %.

Conclusión: De novo, a necesidade apremiante dunha política hidrolóxica que regule os usos. A resaltar a utilidade deste primeiro desenvolvemento de índices de calidade e o esforzo de investigación dunha unidade de calidade homoxénea, agregable e comparable.



O sistema de prezos da auga no Estado español non cobre os custos da subministración, o que estimula o consumo ineficiente e excesivo.

Contas monetarias

Recollen os fluxos monetarios asociados coa xestión da auga. Baseándose nas contas actuais, extraen delas o subconxunto de operacións e axentes relacionados coa auga e reordénanos en catro grandes grupos: gasto total na prestación de servizos de xestión do recurso, ingresos pola venda de servizos de xestión do recurso, produción agregada en termos de valor engadido e saldo financeiro do balance recursos-empregos.

O gasto total consolidado en xestión da auga en España representou o 1 % do P.I.B. en 1991. En Francia é similar: o 1.03 % do P.I.B. É de sinalar a importancia económica destas actividades. En Francia, o 52.5 % absórbeno as funcións de saneamento e depuración, e as de mobilización do recurso consumen o 47.5 %. En España, o 18 % vai a actividades relacionadas co mantemento da calidade, e un 82 % dedícase ás funcións de mobilización. Os investimentos representan en España o 57.7% do gasto total, en Francia o 28 % (sería importante ter en conta o custo de oportunidade deste capital).

Os ingresos derivados da auga representaron o 0.2 % do PIB (o que evidencia a escasa valoración económica que se fai dela a pesar da súa escaseza). En xeral, o 27 % do custo anual non estaría cuberto pola venda de servizos, senón que se cargaría nos orzamentos das administracións públicas

Os ingresos derivados do recurso representaron o 0.2 % do PIB (o que evidencia a escasa valoración económica que se fai dela a pesar da súa escaseza). En xeral, o 27 % do custo anual non estaría cuberto pola venda de servizos, senón que se cargaría nos orzamentos das administracións públicas. Os ingresos que obtén a administración non alcanzan a cubrir os gastos correntes anuais na prestación do servizo.

Se estimamos o prezo implícito facturado ós diversos usuarios, vemos que, como media, este prezo é de 4.4 pts/m³, contra un valor de 8.8 pts/m³ gastado. No caso de usos urbano-industriais, o prezo é de 45.8 pts/m³. O gasto alcanzaba as 50.4 pts/m³ (gasto en abastecemento) + 4.3 pts/m³ (gasto en calidade) = 54.7 pts/m³. O déficit sería de 8.9 pts/m³.

Son moi interesantes as cifras de produtividade (ratio valor engadido/consumo). En agricultura, este ratio é, por exemplo para Aragón, de 110 pts/m³; en industrias cárnicas é de 2500 pts/m³ e en hostalería de 4280 pts/m³. Isto suxire que se o recurso fose asignado segundo as forzas do mercado a estrutura de usos sería bastante distinta.

Conclusión: o sistema de prezos do recurso auga na Península Ibérica non concorda coa súa escaseza. Os ingresos non alcanzan a cubrir os custos de subministración e isto está xerando un incentivo ó sobreconsumo. Neste caso, a intervención na asignación do recurso parece estar distorsionando a súa asignación de forma que non se está empregando nos usos que xeran un maior beneficio.

1.5. O AFORRO XENUÍNO COMO INDICADOR DE SUSTENTABILIDADE

Este concepto foi creado polo CSERGE (Centre for the Social and Economic Research on the Global Environment, Londres) a principios dos anos 90. Foi refinado e desenvolvido dende entón e utilizado polo Banco Mundial.

A idea subxacente é simple: calquera negocio debe manterse mediante o aforro continuo e un reinvestimento de beneficios maior que a depreciación dos seus acti-



vos. O negocio nunca debe vivir do capital senón da renda do capital. Traducido a países, isto quere dicir que deben aforrar (reinvestir) máis do que se deprecia o seu capital material e natural.

Así, o aforro xenuíno calcúlase reducindo do aforro do país a depreciación do capital material e natural. Obtense unha taxa, z , que se está en torno a cero indica que a economía é marxinalmente sustentable; se é maior que cero, implica que a economía é sustentable, e se é menor que cero quere dicir que a economía se basea na descapitalización. Isto denomínase proba de sustentabilidade débil. Para satisfacer o criterio de sustentabilidade débil, o aforro xenuíno non debe ser negativo de forma persistente no tempo, e debe tender a ser positivo e a se incrementar.

A proba de sustentabilidade forte requiriría a un país, para se desenvolver sustentablemente, que a depreciación do seu capital natural non fose maior que cero.

O cadro 1 presenta unha análise de situación do aforro xenuíno para un conxunto de países. Moitos países fallan o test de sustentabilidade débil (en concreto, 8 de 22), o que implica que están consumindo recursos naturais sen reinvestir as ganancias noutras formas de capital.

Cadro 1. Aforro xenuíno
(en porcentaxe do PIB)

	AFORRO	DEP. CAP. MAT	DEP. CAP. NAT	Z
Economías sustentables				
Brasil	20	7	10	+3
Costa Rica	26	3	8	+15
Checoslovaquia	30	10	7	+13
Finlandia	28	15	2	+11
Alemaña (pre-unificación)	26	12	4	+10
Hungría	26	10	5	+11
Xapón	33	14	2	+17
Holanda	25	10	1	+14
Polonia	30	11	3	+16
Estados Unidos	18	12	3	+3
Zimbabwe	24	10	5	+9
Economías marxinalmente sustentables				
México	24	12	12	0
Filipinas	15	11	4	0
Reino Unido	18	12	6	0
Economías non sustentables				
Burkina Faso	2	1	10	-9
Etiopía	3	1	9	-7
Indonesia	20	5	17	-2
Madagascar	8	1	16	-9
Malawi	8	7	4	-3
Mali	-4	4	6	-14
Nixeria	15	3	17	-5
Papua Nova Guinea	15	9	7	-1

Fonte: Banco Mundial (1995). *Monitoring Environmental Progress*.

Observamos que un aforro alto non garante a sustentabilidade (Indonesia, Nixeria, Papúa Nova Guinea, etc.). Parece que, en xeral, son os países menos desenvolvidos os que están medrando máis á custa dos seus recursos naturais. A excepción parece ser o Reino Unido. Este caso merece atención aparte, pois a súa taxa de aforro xenuíno foi durante anos negativa debido ó consumo de recursos naturais e á contaminación, derivados da extracción de petróleo do Mar do Norte⁹.

Sen embargo, se analizamos o cadro anterior, todos os países fallan o criterio de sustentabilidade forte. A contía da depreciación de capital natural indícanos a escala de perdas para as xeracións futuras e tamén o esforzo que é preciso aplicar para recobrar a sustentabilidade.

O aforro xenuíno calcúlase reducindo do aforro do país a depreciación do capital material e natural. Para satisfacer o criterio de sustentabilidade débil, o aforro xenuíno non debe ser negativo de forma persistente no tempo.

9. Datos máis desagregados e actualizados deste indicador poden consultarse nas páxinas web da OCDE (<http://www.ocde.org>) ou do Banco Mundial

(<http://www.worldbank.org>).

1. 6. VISIÓN GLOBAL DA ECONOMÍA AMBIENTAL

Para rematar esta presentación da economía ambiental e os seus obxectivos, ofrecemos unha breve visión das dúas principais áreas que a integran: a teoría dos instrumentos económicos, para corrixir problemas ambientais, que se ampliará no capítulo 2, e a teoría da valoración económica dos beneficios derivados do medio ambiente, na que aprofundaremos no capítulo 3.

O medio ambiente é, a través das súas funcións, unha variable determinante no benestar dos individuos. As tres funcións básicas do ambiente son a provisión de recursos (renovables e non renovables), a asimilación de residuos e a provisión de servizos como recreación, beleza estética e incluso de valores culturais.

O medio ambiente é, unha variable determinante no benestar dos individuos. As tres funcións básicas do ambiente son a provisión de recursos (renovables e non renovables), a asimilación de residuos e a provisión de servizos como recreación, beleza estética e incluso de valores culturais.



Sen embargo, a pesar de que estas funcións ambientais teñen valor económico positivo, o problema é que non existe mercado e, polo tanto, un mecanismo de prezos para eles. Por exemplo, se o produtor ou o consumidor tivesen que pagar un prezo para se libraren dos seus residuos, e se ese prezo aumentara a medida que a capacidade de asimilación do sistema fose sendo utilizada, non habería problema; como tampouco o habería se os consumidores tivesen que pagar un prezo polos servizos recreativos, que medrase a medida que as posibilidades de recreación fosen minguando como consecuencia da deterioración debida ó excesivo uso ou ó déficit de coidado. A lóxica do mercado é que as cousas máis escasas fanse máis caras e empréganse menos.

Unha condición necesaria para que os mecanismos de prezos funcionen é que existan dereitos de propiedade sobre os recursos ou servizos e, para a maior parte dos bens ambientais, isto non ocorre. En xeral, os produtores non teñen que pagar unha taxa ós donos do río, ou da atmosfera, por descargar neles residuos, nin os consumidores teñen que pagar polo gozo de lagos, praias, montañas, etc. porque non son de ninguén e son de todos: son bens públicos ou recursos de libre acceso.

Entón, para integrarmos o medio ambiente correctamente dentro do pensamento económico debemos, en primeiro lugar, coñecer o valor monetario dos bens e servizos que este nos proporciona, é dicir, a súa aportación ó noso benestar, para axudar á toma de decisións correctas e evitar así tratar ós bens e servizos ambientais como libres, coa sobreexplotación como consecuencia.

Despois de coñecido o valor, o obxectivo é introducir instrumentos para corrixir os problemas, é dicir, o que se denomina tecnicamente internalizar os custos da produción e o consumo. Por exemplo, aplicando impostos a procesos con impactos ambientais determinados, aumentaremos os custos dos produtores para incorporar a deterioración dos bens e servizos ambientais, e estaremos introducindo incentivos para acadar cambios nos comportamentos de produtores e consumidores. O obxectivo é conseguir un uso socialmente óptimo dos recursos.

Foi Pigou (1920) o que primeiro incorporou ós modelos económicos o impacto da contaminación na economía . A súa análise distinguía entre custos privados das actividades de produción e consumo (materias primas, enerxía e man de obra, etc.) e custos sociais (efectos sobre a saúde, a paisaxe, os ecosistemas, etc.). O que destacou foi que a contaminación xeraba custos externos, que facían que os custos privados e os sociais das actividades non coincidisen.

Noutras palabras, os custos sociais da produción e do consumo son a suma dos custos privados, que pagan as empresas, e dos custos externos, chamados así porque os sofren individuos alleos á empresa, é dicir, a sociedade no seu conxunto. Así, o nivel que a sociedade desexa de produción, e consecuentemente, de contaminación, probablemente en poucos casos sería cero, porque é imposible reducir a cero o noso consumo e a nosa xeración de residuos, pero si sería menor do que desexaría a empresa, que non ten en conta tódolos custos da súa actividade.

En definitiva, o funcionamento do sistema económico actual necesita a introducción de mecanismos que corrixa os problemas para o medio ambiente que se derivan do seu funcionamento. A valoración proporciona o diagnóstico e os instrumentos ou incentivos fornecen mecanismos para corrixis aquelas conductas prexudiciais.

O sistema económico actual necesita a introducción de mecanismos que corrixa os problemas para o medio ambiente. A valoración proporciona o diagnóstico, e os instrumentos ou incentivos fornecen mecanismos de corrección.





2. A ECONOMÍA DA CONTAMINACIÓN

Xavier Labandeira Villot

2.1. ANÁLISE DA CONTAMINACIÓN COMA UN FALLO DE MERCADO

A opinión máis xeralizada dentro da Economía Ambiental é que o sector público debe intervir para solucionar un fallo de mercado. Hai dúas formas de definir a degradación ambiental como fallo de mercado, ben como un efecto externo negativo ou causado pola natureza pública dos bens ambientais. Comezando por esta última, un ben público é aquel que é non rival: a utilización por parte dun individuo non conleva que se reduza a posibilidade de uso por parte doutro axente, e tampouco hai xeito de exclusión.

O mercado de por si non é capaz de asignar bens públicos e por iso o sector público debe velar por unha adecuada provisión dos bens ambientais. As alternativas son varias e as dificultades múltiples. Unha delas é o chamado procedemento de Lindahl, que trata de basear a decisión pública nas preferencias dos axentes económicos. Esta solución pode materializar-se por medio da utilización de impostos por parte do sector público, coa recadación afectada para pagar compensacións aos individuos afectados pola caída na calidade/cantidade do ben público ambiental en cuestión. Fronte ós mercados para os bens privados nos que existe un único prezo e as cantidades varían entre os consumidores, agora a cantidade consumida do ben ambiental é a mesma pero o prezo difire entre axentes. Se ben o labor do estado parece claro e hai xa unha primeira argumentación para o uso de impostos ambientais, esta aproximación ten dificultades para a revelación das preferencias reais dos individuos (o problema do free-rider).

Outra forma de caracterizar o fallo de mercado é mediante o concepto de efecto externo negativo, que constitúe a espiña dorsal da Economía Ambiental. Existe un efecto externo ou externalidade cando a actividade dun axente repercute sobre o benestar doutro sen que medie unha compensación automática. Por exemplo, cando unha empresa emite residuos contaminantes a un río está reducindo o benestar doutros axentes como pescadores ou bañistas, sen que os mecanismos institucionais de mercado garantan compensación algunha aos afectados.

Na figura 1 ilustramos esta clase de externalidade por medio dunha análise de tipo marxinal e unha aproximación de equilibrio parcial. Neste caso temos unha empresa que emite uns certos contaminantes ao medio ambiente para poder realizar a súa produción. Esta empresa tende a situarse no punto Ez en que maximiza os seus beneficios totais pola súa produción (que asumimos directamente relacionada coas súas emisións). Neste caso, a empresa está a considerar só as magnitudes extra-ambientais, custos crecentes de produción e prezo dado polo mercado (de aí que os beneficios marxinais de producir sexan decrecentes).

Sen embargo, ao emitir substancias contaminantes, a empresa está a causar perdas de benestar a outros axentes, que xeralmente se supoñen crecentes e non son consideradas ou internalizadas polo contaminador, co que as emisións de libre mercado son excesivas. O ideal sería elixir un punto no que os custos sociais de contaminar se comparasen cos beneficios privados de contaminar. Esta solución máis efi-



ciente viría dada por unhas emisións de E^* , no que os beneficios marxinais privados das emisións son iguais aos custos marxinais sociais das emisións e os beneficios netos totais de contaminar son máximos para a sociedade no seu conxunto.

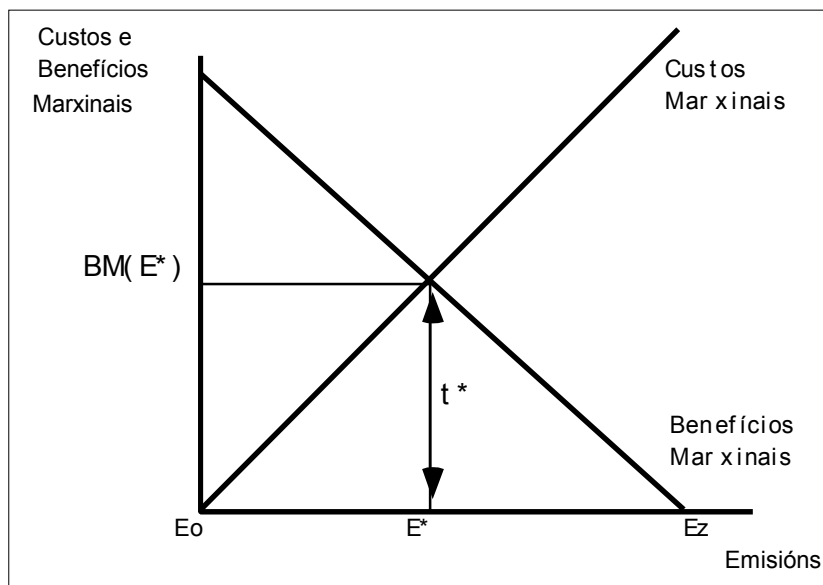


Figura 1. Efectos Externos Negativos

O mercado de por si non é capaz de asignar bens públicos e por iso o sector público debe velar por unha adecuada provisión dos bens ambientais.

A solución eficiente pode conseguirse mediante a introducción dun imposto sobre as emisións cunha taxa impositiva de t^* . Así xorde o denominado imposto pigouviano, que constitúe unha aproximación de primeiro óptimo económico-ambiental ao permitir obter unha asignación Pareto óptima. Co uso deste imposto introdúcese un substituto do prezo, un indicador da escaseza do recurso ambiental, co que a empresa vai situarse racionalmente no óptimo xa que os beneficios marxinais de emisións superiores a E^* resultarían insuficientes para cubrir o pagamento do imposto. Neste punto o efecto externo negativo internalízase optimamente.

O problema desta aproximación de primeiro óptimo é que o sector público non ten habitualmente toda a información que lle permite calcular o nivel de emisións óptimo (ou taxa impositiva pigouviana). Isto explícase fundamentalmente polas dificultades para estimar ambas as dúas curvas, especialmente a curva de custos marxinais sociais.

A solución aos problemas precedentes vén dada pola aproximación sub-óptima na que o nivel axeitado de emisións decídese esoxenamente coa máxima información científico-económica dispoñíbel. Isto é posíbel porque certas disciplinas extra-económicas poden informar sobre os niveis máximos de contaminación que non deben ser sobrepasados e unha análise custo-beneficio pode comparar os resultados de distintos niveis (puntuais) de emisións. É evidente que o resultado obtido con estes procedementos habitualmente diferirá do primeiro óptimo económico-ambiental, supoñendo unha perda de eficiencia. Unha aproximación de segundo óptimo é, sen embargo, máis realista e tamén permite xustificar o uso de impostos ambientais.

Imaxinemos que existe un nivel de contaminación que, aínda non sendo óptimo, constitúe a mellor solución coa información dispoñíbel. Para atinxilo, o sector público pode tentar unha regulación administrativa convencional da actividade

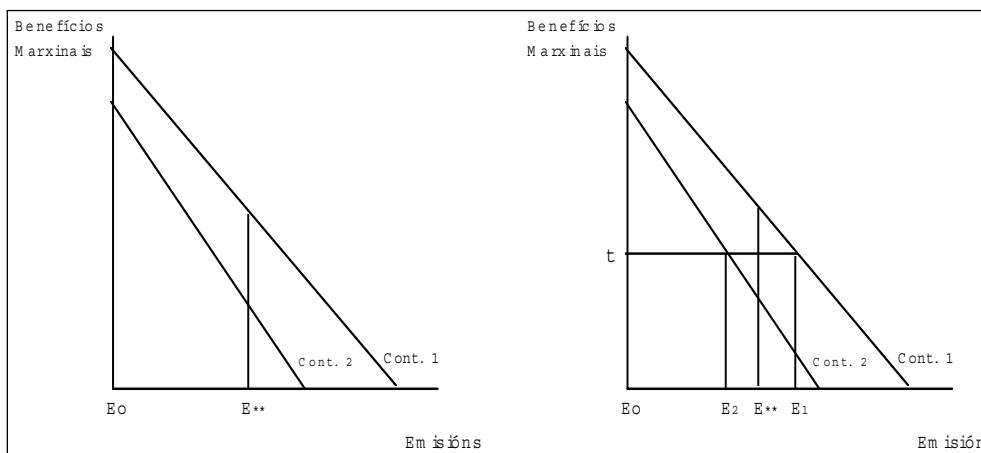
económica, establecendo un conxunto de requerimentos para os procesos productivos e/ou produtos finais. Este procedemento denomínase de mandato e control porque complementa a aproximación reguladora cunha compoñente de seguemento, sendo o sistema que máis ten proliferado nos países desenvolvidos até os nosos días.

Sen embargo, os mecanismos de mandato e control poden ser bastante ineficientes tanto nun senso estático como dinámico. A ineficiencia estática explícase pola existencia de información asimétrica entre o regulador e os regulados. O regulador non dispón de información perfecta sobre os custos de descontaminar que teñen os contaminadores porque estes custos non son directamente observábeis e os contaminadores están desincentivados a subministrar esta información ao regulador perante o temor de se enfrentaren con regulacións máis esixentes no futuro. Por iso, o sector público debe confiar nunha regulación uniforme ou pouco contempladora das diferencias existentes entre os distintos contaminadores, xurdindo unha desigualdade nos custos de descontaminar entre contaminadores e incorréndose en maiores custos dos estrictamente necesarios para conseguir o nivel de contaminación predeterminado. A ineficiencia dinámica xurde porque os contaminadores non teñen incentivos continuos para reduciren as súas emisións, afectándose negativamente á innovación tecnolóxica na procura de procesos de produción limpos.

Como unha forma de superar estes problemas, o uso de impostos permitiría unha flexibilización vía prezos para a obtención do nivel de calidade ambiental desexado. Na figura 2 compárase unha situación de dous contaminadores que se enfrentan a regulacións uniformes de mandato e control (en termos de emisións por contaminador) e a un imposto ambiental. En ambos os dous casos, o obxectivo de calidade ambiental a obter vén dado por unhas emisións totais de dúas veces E^{**} . Cun imposto ambiental de contía t^{**} , aqueles contaminadores que poden descontaminar de xeito máis barato acaban contaminando menos que no caso da regulación uniforme e viceversa, porque os axentes reaccionan ante o imposto racionalmente, tal e como observamos na sección anterior. A asignación das responsabilidades de descontaminar que induce o imposto ambiental será a axeitada e os custos totais de conseguir o nivel de contaminación predeterminado serán mínimos. Por iso, estes impostos coñécense tamén como custo-eficientes e garanten a igualdade dos custos marxinais de descontaminar entre axentes. Ademais, como xa se indicou na sección anterior, estes tributos tamén favorecerán a innovación tecnolóxica en técnicas e procesos produtivos menos suxos ambientalmente.

Os mecanismos de mercado non deben ser considerados como alternativa incompatible coas regulacións de mandato e control senón máis ben como complementarios a éstas.

Figura 2. Imposición Custo-Eficiente fronte a Regulación Uniforme



a) Regulación uniforme mandato e control

b) Imposición ambiental



As vantaxes económicas dos impostos ambientais son extrapolábeis aos mercados de dereitos de emisións. No exemplo gráfico, o prezo do dereito de emisión sería de t^{**} e o intercambio entre contaminadores garantiría a obtención do nivel de calidade ambiental predeterminado a un mínimo custo. Sen embargo, a pesar de que estes mercados de dereitos de emisións xa se aplicaron na política ambiental dalgúns países e en certos casos poden ser preferíbeis á aproximación impositiva, neste traballo centrámonos exclusivamente na imposición ambiental.

En todo caso, debe indicarse que estes mecanismos de mercado non deben ser considerados como alternativa incompatíbel coas regulacións de mandato e control senón máis ben como complementarios a estas. De feito, haberá problemas ambientais en que unha regulación rixida sexa necesaria, e noutros casos os custos de flexibilizar vía prezos poden ser moi altos.

A imposición ambiental é o núcleo central da denominada reforma fiscal verde, probablemente o movemento fiscal máis interesante dos últimos anos. Os catro países máis decididos no uso de impostos ambientais (Canadá, Dinamarca, Finlandia e Noruega) contan con 95 tributos ambientais.

2.2. APLICACIÓNS DA IMPOSICIÓN AMBIENTAL

Unha das novidades fiscais máis destacadas no cambio de século é a presenza crecente da imposición ambiental nos sistemas fiscais dos países desenvolvidos, acentuando unha tendencia xa visíbel desde os primeiros noventa. Nese momento, a Organización para a Cooperación e o Desenvolvemento Económico (OCDE) recoñecía a existencia de 81 gravames con obxectivos, directos ou indirectos, de natureza ambiental. Na actualidade, a consulta das bases de datos da OCDE ou da UE permite comprobar que os catro países máis decididos no uso destes instrumentos (Canadá, Dinamarca, Finlandia e Noruega) contan con 95 tributos ambientais, elevándose esta cifra a 176 se facemos o cómputo para os dez primeiros países (os anteriores máis Austria, Holanda, Reino Unido, Suecia, Suíza e o Xapón).

Tal novidade fiscal ten ocorrido, ademais, amosando a boa conexión da imposición ambiental coas liñas xerais básicas da reforma fiscal moderna. De feito, a imposición ambiental é o núcleo central da denominada reforma fiscal verde, probablemente o movemento fiscal máis interesante dos últimos anos. As aplicacións deste modelo, en esencia, comparten a utilización dos impostos ambientais como contrapeso a diversas reducións na imposición sobre a renda (persoal e societaria) e nas cotizacións sociais,

Tributos propios relacionados co medio ambiente nas comunidades autónomas

	canon de saneamento de augas	Imposto s/ combustible derivado petróleo	canon de vertidos/contamin.	Imposto s/ instalac. Inciden no M.A	Imposto s/ contaminación atmosférica	gravame s/ actividades risco	impuesto s/ enerxía nuclear	Imposto s/ grandes superfíc.	Imposto ecolóxico
Andalucía			1994						
Aragón	1997								
Asturias	1994								
Baleares	1991			1991 ⁽¹⁾					2000 ⁽²⁾
Canarias		1986	1990						
Castela-M					2000 ⁽³⁾		2000 ⁽²⁾⁽³⁾		
Cataluña	1981					1997 ⁽²⁾		2000 ⁽²⁾	
C. Valencia	1992								
Estremadura				1997 ⁽²⁾			2000 ⁽²⁾		
Galiza	1993				1995				
Madrid	1984								
Murcia			1995						
Navarra	1988								
Rioja	1994								

A data refírese á promulgación legislativa da norma que define o tributo

⁽¹⁾ Declarado inconstitucional (Sentencia de 30-11-00)

⁽²⁾ Recorrido perante o Tribunal Constitucional polo goberno central

⁽³⁾ Imposto mixto sobre emisións e produción/depósito nuclear

Fonte: Elaboración propia

nun marco de neutralidade recadatoria (ver Gago e Labandeira, 1999 e 2000). Cumpre subliñar que o uso de impostos ambientais está producíndo-se en todos os niveis de goberno.

Con todo, a influencia desta tendencia reformista ten sido máis ben reducida no caso español. Actitude escasamente receptiva, cando non obstructora, manifestada sobre todo nas facendas central e local, que só se aproximaron a este tipo de instrumentos con figuras febles e de finalidade ambiental difusa. Isto contrasta coas potencialidades observadas en simulacións de impostos sobre as emisións españolas de dióxidos de xofre e carbono (ver Labandeira e Labeaga, 1999 e 2000).

Unha excepción parcial a este comportamento dase nas facendas autonómicas. Así, desde 1981, ano en que entrou en vigor o canon de saneamento catalán, a práctica totalidade das comunidades de réxime común teñen aprobado e posto en vigor diversas figuras con algunha finalidade ambiental. O Cadro 1 resume estas aplicacións, coa natureza e data de aprobación parlamentaria dos tributos ambientais.

A maior parte dos tributos ambientais autonómicos (e os primeiros cronoloxicamente) están relacionados coas emisións de residuos líquidos (canons de saneamento, de verquidos e de contaminación), cunha estimación indirecta a partir de consumos de auga e impacto ambiental variábel segundo a magnitude das taxas impositivas aplicadas. Seguiron-lles os impostos sobre instalacións con incidencia ambiental, figuras de natureza recadatoria e nulo perfil ambiental nas que prosperou o recurso de inconstitucionalidade do goberno central. Os impostos autonómicos relacionados coas emisións enerxéticas (a partir do deseño galego de 1995) teñen o fundamento ambiental máis sólido e representan hoxe o desenvolvemento máis popular. Finalmente, existen outros tributos só colateralmente relacionados coa protección ambiental, como o imposto ecoturístico balear ou os gravames cataláns sobre actividades de risco e grandes superficies.

A intensa actuación das administracións autonómicas neste campo ten probablemente que ver coas súas necesidades financeiras e coas fortes restriccións que impón a Lei de Ordenamento do Financiamento das Comunidades Autónomas (LOFCA) para a captura de feitos impoñíbeis, sendo precisamente a falla de interese da administración central na imposición ambiental a que ten permitido e potenciado este comportamento.

O imposto galego sobre a contaminación atmosférica presenta diversos problemas: unha baixa correspondencia co problema ambiental que se quere controlar, unha actuación limitada na incentivación e un traslado a prezos finais da electricidade probablemente insignificante



O imposto sobre a contaminación atmosférica (ICA) grava as emisións de óxidos de xofre e de nitróxeno. As principais fontes de emisión destes contaminantes en Galicia son as centrais térmicas de carbón de As Pontes e de Meirama

Como xa avanzamos, o imposto galego sobre a contaminación atmosférica (ICA) é probabelmente o deseño máis ambicioso no campo da fiscalidade ambiental autonómica. Este grava as emisións de óxidos de xofre (SOX) e nitróxeno (NOx), contaminantes relacionados coa queima de combustíbeis fósiles. Estas substancias son a causa fundamental de fenómenos de choiva ácida, con efectos sobre infraestructuras construídas, bosques, cultivos e cauces fluviais.

A importancia destas emisións contaminantes no caso galego é clara, orixinándose no noso país o 30% das emisións españolas de SO₂ e algo máis do 8% das de NO_x, estando Galiza por baixo do 7% da poboación estatal. Isto explícase fundamentalmente pola presenza de dúas grandes centrais térmicas de produción eléctrica (Endesa, en As Pontes, e Unión-Fenosa, en Meirama) que empregan lignitos nacionais de moi baixa calidade ambiental. En todo caso, non deixa de sorprender a grande contaminación atmosférica producida en Galiza, bastante por riba de territorios moito máis desenvolvidos economicamente.

En Labandeira (1996) discútese o papel da imposición ambiental para a xestión desta clase de problemas ambientais. Gago e Labandeira (1997) xustifican economicamente o ICA e avanza os seus posibles efectos. Cinco anos despois, Gago e Labandeira (2002) avalían os resultados económicos e ambientais deste tributo, á vista dos primeiros datos dispoñíbeis.

En xeral, este imposto representa un paso adiante na internalización económica da contaminación. Sen dúbida, o ICA tamén presenta problemas de diversa índole: unha baixa correspondencia co problema ambiental que se quere controlar, unha actuación limitada na incentivación (ao limitarse a un grupo moi pequeno de contaminadores) e un escuro efecto final ao interaccionar co entramado institucional do sistema eléctrico español, posto que o traslado a prezos finais é probabelmente insignificante.

Referencias bibliográficas

Gago, A. e Labandeira, X. (1997) "A imposición ambiental: unha aplicación ao caso da choiva ácida", *Revista Galega de Economía*, 6, páxs. 271-287.

Gago, A. e Labandeira, X. (1999) *La reforma fiscal verde. Teoría y práctica de los impuestos ambientales*, Mundi Prensa, Madrid.

Gago, A. e Labandeira, X. (2000) "Towards a green tax reform model", *Journal of Environmental Policy and Planning*, 2, páxs. 25-38.

Labandeira, X. e Labeaga, J. M. (1999), "Combining input-output analysis and microsimulation to assess the effects of carbon taxation to assess the effects of carbon taxation on Spanish households", *Fiscal Studies*, 20, páxs. 303-318.

Labandeira, X. e Labeaga, J. M. (2000), "Los efectos de un impuesto sobre las emisiones de SO₂ del sector eléctrico", *Revista de Economía Aplicada*, 22, páxs. 1-28.

3. VALORACIÓN ECONÓMICA DOS CAMBIOS AMBIENTAIS

María Xosé Vázquez Rodríguez

3.1. A NECESIDADE DE VALORAR.

As estimacións do valor económico dos bens e servizos ambientais poden proporcionar información valiosa para a toma de decisións de xestión de recursos naturais e ambientais.

Eis algúns exemplos de aplicacións ou áreas da valoración económica:

- Acadar os obxectivos de control de contaminación da auga e do aire require gastos por parte dos sectores público e privado. ¿Contribúe máis ó noso benestar este uso dos recursos que a produción doutros bens e servizos?
- Para minimizar os custos sociais da xeración de enerxía existe a proposta de engadir os beneficios ambientais á hora de avaliar a viabilidade de enerxías alternativas, coma a enerxía fotovoltaica, ou engadir os custos ambientais de alternativas coma as centrais térmicas convencionais ou as hidroeléctricas¹⁰.
- A explotación de reservas de petróleo e outros minerais realízase á custa doutros servizos ambientais e doutros recursos que poderían subministrar as áreas naturais, incluída a preservación da biodiversidade, sen coñecer qué uso repercute de forma máis positiva no benestar social.
- Conflictos no uso dos ríos entre grandes proxectos hidroeléctricos, regadíos, consumo, actividades recreativas ou protección da fauna e flora.
- A explotación comercial de recursos naturais como a madeira ou a pesca pode estarse realizando de modo non sustentable. Pero, moitas veces, se nos situamos nunha taxa de explotación sustentable incorreremos en perdas de renda a curto prazo. ¿Compensan as ganancias a longo prazo estes custos a curto prazo?
- En caso de responsabilidade por danos ó medio ambiente (ex. derrames de petroliros). ¿Como se calcularía a responsabilidade financeira?
- Reforma da Contabilidade Nacional para que esta inclúa valores de servizos ambientais non comercializados no mercado e deducións dos custos de extracción dos recursos e degradación ambiental. ¿Como se miden estes valores?

3.2. O VALOR TOTAL

A valoración ambiental tenta fornecer un indicador da contribución dos bens ambientais ó noso benestar. Isto implica a estimación do valor total, que se define como a integración do valor de uso directo, do valor de opción e do de existencia.

- **Valor de uso directo:** asóciase á utilización directa do ben ou recurso. Por exemplo, son usos directos a caza, a pesca, o sendeirismo, a escalada, a natación, e todas as formas de contemplación da natureza, mesmo a través de fotografías.

As estimacións do valor económico dos bens e servizos ambientais poden proporcionar información valiosa para a toma de decisións de xestión de recursos naturais e ambientais.

¹⁰. *Efectos irreversibles na pesca (comercial e deportiva), caza, actividades recreativas, agricultura, bosques, gando, calidade da auga, lugares históricos e culturais, paisaxes, ecosistemas, etc. O custo ambiental da produción e do consumo de enerxía debe engadirse ó prezo da enerxía (internalización de custos totais).*



- **Valor de opción:** derívase do uso potencial do medio. Representa a decisión de preservación dun recurso para manter as posibilidades de que no futuro podamos disfrutalo. Existen varios tipos de valores de opción:
 - Valor de uso futuro para o propio individuo.
 - Valor de uso para futuros individuos (descendentes e xeracións futuras).
 - Valor de uso (actual e futuro) para outros individuos da xeración presente.
- **Valor de existencia.** Aquel que se asocia a un ben ambiental pero que non está relacionado nin co uso actual nin co uso futuro do ben. Máis ben, este valor relaciónase coa satisfacción que derivamos do coñecemento de que un determinado recurso, especie ou paisaxe exista, independentemente do feito de que pensemos contemplalo ou facer calquera outro uso del no futuro. Trátase dun motivo de simpatía, preocupación ou respecto por outras especies.

A valoración ambiental tenta fornecer un indicador da contribución dos bens ambientais ó noso benestar. Isto implica a estimación do valor total, que se define como a integración do valor de uso directo, do valor de opción e do de existencia.

3.3. OS LÍMITES DA VALORACIÓN

Existen un conxunto de contextos problemáticos que levan a favorecer sempre a conservación fronte ó desenvolvemento e que constitúen os límites da valoración. Estes son, en primeiro lugar as irreversibilidades, entendidas coma aquelas situacións nas que se o recurso non se conserva desaparecerá sen remisión e será totalmente imposible a súa recuperación ou rexeneración.

Unha segunda limitación para a aplicación das técnicas de valoración é a presenza de incertidumes, é dicir, cando existe descoñecemento do recurso e das implicacións da súa non conservación. Por exemplo, o descoñecemento do funcionamento da maior parte dos ecosistemas, ten como consecuencia que se perdemos unha compoñente non sabemos cál será a súa repercusión sobre o resto das compoñentes.

Finalmente, a terceira limitación xurde da existencia de unicidades, sobre todo se intentamos estimar o valor de existencia de especies en perigo ou paisaxes singulares.

A clave para decidir cando os mecanismos de valoración son aplicables radica na capacidade de elixir. Os métodos de valoración poden aplicarse cando son varias as posibilidades entre as que se pode optar; é dicir, cando aínda estamos por riba dos límites ecolóxicos de sustentabilidade (non periga a supervivencia). Por exemplo, cando temos varios trazados posibles dunha autoavía, ou pensamos en aumentar a superficie protexida ou os servicios asociados a un parque natural.

En palabras de Azqueta (1994): "Formular a conveniencia de valorar implica a necesidade de elixir".

3.4. PROBLEMAS ÉTICOS

Valorar economicamente o medio ambiente implica ter un indicador da súa importancia no benestar da sociedade, que permita comparalo con outras compoñentes do mesmo, para o cal se utiliza un denominador común, o diñeiro. É neste punto onde xurde a polémica.

Non embargantes, valoración económica non quere dicir valoración de mercado. A xustificación reside en que o diñeiro utilízase como unidade de medida de ganancias ou perdas heteroxéneas no benestar. Non debe ser confundido co diñeiro como obxectivo¹¹.

¹¹. Podería utilizarse calquera outra unidade, sempre que reflectise as preferencias dos individuos. Por exemplo, a enerxía: todo pode ser traducido a unidades enerxéticas, pero o problema é que ata o momento os proxectos públicos e privados non veñen expresados nestas unidades e implica un cambio radical de formulación, difícil de conseguir a curto prazo.



A razón pola que se utilizan unidades monetarias para a medición é dobre:

a) todos nós expresamos as nosas preferencias diariamente en termos monetarios - cando compramos estamos dando información sobre a nosa disposición a pagar ou valoración dos bens. En xeral, o benestar que nos proporciona o ben que mercamos é, como mínimo, o prezo que estamos dispostos a pagar por el (nesto, precisamente, consiste o concepto económico de excedente do consumidor)

b) para comparar beneficios ou custos entre proxectos, nos cales a maior parte das dimensións están expresadas en termos monetarios.

A polémica radica na imperfección dos métodos de valoración. É evidente que os valores que nos fornecen os métodos que a continuación imos presentar son sempre aproximacións, e na maior parte dos casos moi inferiores ó verdadeiro valor. Aquí aparece a pregunta, ¿é unha cifra imperfecta mellor que ningunha? Os Economistas Ambientais respostamos afirmativamente porque o que está acontecendo na realidade é que se non intentamos incorporar dalgunha forma variables ambientais na toma de decisións, estas non se consideran en absoluto. Implicitamente estamos permitindo que os procesos de análise utilizados habitualmente lle asignen un valor cero ós beneficios que obtemos do medio ambiente fronte a un valor positivo das alternativas e, polo tanto, téndese á súa explotación e destrución por riba do que a sociedade en realidade desexa.

3.5. MÉTODOS DE VALORACIÓN

A estimación dos beneficios que obtemos do medio ambiente é complexa, pois constitúe o que a literatura económica ten denominado "intanxibles", é dicir, aqueles bens e servizos que inflúen significativamente no noso benestar pero que non son directamente comercializados no mercado.

Como vimos no capítulo 1, baixo determinadas condicións, os prezos de mercado funcionan como indicadores do valor que lle asignamos ós bens e tamén como sinais da súa escaseza, pois canta menos cantidade hai dispoñible máis aumenta o seu prezo. Pero, ¿que ocorre cando os bens non teñen prezo... aínda que si teñen un valor importante?.

Neses casos, temos a necesidade de aplicar técnicas capaces de proporcionaren indicadores do que a sociedade desexa, pois moitas decisións, tanto públicas como privadas, implican mellorar algúns aspectos á custa de empeorar outros. Así, creáronse os métodos de valoración non baseados no mercado.

Dentro destes métodos podemos distinguir os métodos indirectos, ou tamén chamados de preferencias reveladas. Estas técnicas deducen o valor dos beneficios que obtemos do medio ambiente das decisións que tomamos respecto doutros bens relacionados. A este grupo pertencen o método do custo da viaxe, que considera os gastos de desprazamento nos que incorremos para visitar unha área natural específica, como unha aproximación inferior ós beneficios que obtemos da visita a ese espacio. Tamén achamos o método dos prezos hedónicos, que considera a calidade ambiental como unha variable que, entre outras, é un factor explicativo do prezo que estamos dispostos a pagar por unha vivenda.

A vantaxe destes métodos é que se basean en decisións reais pero os seus principais inconvenientes son que só fornecen estimacións do valor asociado co uso directo do recurso e non axudan a estimar os valores de conservación ou de existencia; e ademais non permiten estimar os beneficios dunha medida antes de que esta sexa aplicada.

Os métodos de valoración poden aplicarse cando son varias as posibilidades entre as que se pode optar; é dicir, cando aínda estamos por riba dos límites ecolóxicos de sustentabilidade (non periga a supervivencia).



Para ofrecer unha estimación máis completa existe un segundo grupo de métodos, os directos ou de preferencias declaradas, entre os cales o método de valoración continxente é o máis coñecido. Estas técnicas consisten en preguntar directamente ós individuos, mediante enquisas, sobre a súa valoración do ben. En realidade, o que se pretende é simular un mercado. É por isto polo que este tipo de métodos esixen prestar especial coidado ó deseño do cuestionario para evitar tanto dirixir a resposta da persoa como que esta tome decisións estratéxicas que non reflicten as súas verdadeiras opinións.

Máis que explicarmos teoricamente cómo funcionan estes métodos e o tipo de información que poden proporcionar, consideramos máis ilustrativo presentar algún exemplo ou aplicación.

Afortunadamente, dentro da Universidade galega existen investigadores que foron pioneiros no uso destas técnicas dentro do Estado Español, e xa contamos con aplicacións de custo de viaxe e de valoración continxente para o Parque Natural do Monte Aloia e outros espazos naturais do Baixo Miño (González, 2000), para as Illas Cíes, agora xa Parque Nacional (Prada e outros, 2001), para os impactos da contaminación atmosférica sobre a saúde en Vigo (Vázquez, 2002), e están en elaboración proxectos de investigación co obxectivo de estimar as preferencias da poboación galega sobre diferentes aspectos da xestión dos espazos galegos propostos para integrar a Rede Natura 2000, e sobre o balance económico-ambiental das centrais de biomasa nos montes galegos.

Valoración económica non quere dicir valoración de mercado. A xustificación reside en que o diñeiro utilízase como unidade de medida de ganancias ou perdas heteroxéneas no benestar. Non debe ser confundido co diñeiro como obxectivo.

O método do custo da viaxe

Foi o primeiro método que xurdiu para aproximar o valor dos "intanxibles" e é o mellor exemplo das inquietudes e carencias que están detrás do desenvolvemento de todas as técnicas de valoración económica.

Este método parte da consideración dun contexto no cal os orzamentos que manexan os estados son limitados e, en consecuencia, deben dedicarse a aqueles investimentos que proporcionen un maior beneficio para a sociedade. Así, por exemplo, a conservación das áreas naturais baixo algún réxime de protección pública, coma os Parques Nacionais, ocasiona uns gastos considerables. Ademais, a maior parte das veces, o acceso a estes lugares, aínda que controlado, é público e de balde. Isto implica que a contrapartida deste gasto, é dicir, os beneficios derivados destes investimentos, son xeralmente cero. Continuando coa argumentación, se o Estado planifica recortar aqueles investimentos menos rendibles, as primeiras danadas serán as áreas protexidas.

Non obstante, é certo que non hai ingresos derivados das áreas naturais protexidas, pero tamén é certo que si hai beneficios. A sociedade disfruta das visitas que realiza a eses lugares, do silencio, da paisaxe, de deportes relacionados coa natureza, etc., e estes son, en consecuencia, beneficios da súa conservación. O único problema é que estes non posúen un equivalente monetario coñecido.

Este problema aparece xa no ano 1947 nos Estados Unidos, cando o Servicio de Parques Nacionais solicitou asesoramento a un grupo de expertos sobre posibles técnicas para estimar os beneficios sociais da conservación destes espazos. O obxectivo era convencer ó Estado da necesidade de manter, e incluso aumentar, os fondos dos que dispoñían. A suxestión dun dos expertos consultados (Hotelling, 1949) foi o xérmolo do método do custo da viaxe ou custo de desprazamento.



Este método parte da base de que as áreas naturais non teñen prezos de entrada (ou se o teñen este é simbólico), que funcionen como indicadores ou aproximacións do benestar que nos proporcionan. Pero as persoas que visitan o parque, aínda que non pagan directamente por facelo, si pagan indirectamente. Incorren en determinados gastos porque habitualmente teñen que se desprazar dende o seu lugar de residencia á zona que desexan visitar. Así, se deciden realizar a viaxe e gozar dese espacio, quere dicir que van obter un beneficio superior coa visita que os gastos que lles ocasiona esa viaxe. Os gastos da viaxe poden funcionar entón como aproximación inferior do benestar obtido con esa experiencia.

Existen varias modalidades dentro desta técnica. O custo da viaxe zonal consiste en dividir o entorno ou área de influencia do espacio natural, de forma que teñamos varias zonas que se diferencian entre si na distancia que as separa do espacio. Hai que realizar entón unha enquisa ós visitantes do espacio para coñecer o seu lugar de procedencia. Coñecida a poboación da zona de orixe podemos pescudar a porcentaxe de persoas desa zona que visitan o lugar, que habitualmente manterá unha relación inversa coa distancia, é dicir, co custo de desprazamento. O que estamos facendo en realidade é construír unha curva de demanda que nos informa de cómo varían as visitas a medida que varía o custo de desprazamento e isto permítenos estimar o benestar derivado das visitas.

A outra modalidade é o denominado custo da viaxe individual. Neste caso, realízase unha enquisa ós visitantes, máis completa que no caso anterior, pois necesitamos coñecer os gastos nos que ten incorrido cada individuo para acceder ó lugar, o número de visitas anuais que realiza e as características da persoa ou da familia (idade, nivel educativo, renda, etc.). O que se obtén son aproximacións ó benestar específicas para cada individuo.

O custo de desprazamento habitualmente está constituído polos gastos en combustible, para o cal se fai unha estimación de gasto por km., e os custos de estacionamento (ou no seu caso o prezo dos billetes de tren ou autobús), ós que se engade tamén o prezo de entrada, se existe.

Os problemas asociados con este método, en aparencia simple, veñen derivados da discusión sobre se incluír ou non determinadas partidas. Por exemplo, ¿deben incluírse os custos relacionados co mantemento do vehículo?, ¿deben incluírse os gastos de comida e aloxamento?, ¿e o tempo, é tamén un custo?

Excede os obxectivos deste caderno describir toda a discusión científica que se ten producido sobre estes temas. En principio, parece que as recomendacións pasan por incluír só aqueles custos directamente percibidos polo usuario, e isto implica non incluír os gastos de mantemento do vehículo. Ademais, o criterio é non incluír aquelas partidas que se consideran parte dos atractivos da excursión, coma moitas veces ocorre coa comida e o aloxamento. A cuestión do tempo de viaxe é, en cambio, moito máis conflictiva, pois ás veces gozamos do desprazamento, por exemplo, cando eliximos estradas comarcais ou rotas máis longas, e outras veces non nos proporcionan precisamente pracer, por exemplo, cando nos vemos atrapados nun atasco de volta a casa. Se consideramos o tempo como custo, entramos no problema de cómo o traducimos a magnitudes monetarias. Aquí a tendencia é a considerar o custo do tempo coma unha porcentaxe do salario¹².

En calquera caso, é o criterio do investigador o que prima, e debe explicar sempre no seu informe qué partidas tivo e cales non tivo en conta e o criterio aplicado na asignación de custos a cada partida.

Os métodos indirectos de valoración deducen o valor dos beneficios que obtemos do medio das decisións que tomamos respecto doutros bens relacionados.

12. Actualmente existen outras formas de aproximar o valor que lle asignamos ó tempo, por exemplo, observando as eleccións que realizamos entre medios de transporte máis rápidos e caros fronte ós máis lentos e baratos, podemos deducir a nosa disposición ó pago por aforros de tempo.



As visitas ó Monte Aloia en Galicia.

A primeira aplicación tanto de custo da viaxe como de valoración continxente en Galicia, e unha das primeiras de España, foi realizada no ano 1994 (para unha descrición completa de toda a investigación ver González, 2000) e tiña coma obxectivo a análise das funcións ecolóxico-ambientais do monte, cunha aplicación ó Monte Aloia, parque natural do sur da provincia de Pontevedra.



A rede de Parques Naturais de Galicia, da que forma parte o Monte Aloia, representa aproximadamente tan só un 1% do territorio

O método do custo da viaxe parte da base de que as persoas que visitan o parque, aínda que non pagan directamente por facelo, si pagan indirectamente.

Nesta aplicación do método realizáronse enquisas a 371 visitantes, aleatoriamente seleccionados, na maior parte galegos (324) pero tamén do norte de Portugal (12) e do resto da península (37). Practicamente todos se desprazaron en automóbil e a duración media da visita foi dun día.

Para aplicar o procedemento zonal, establecéronse zonas de procedencia cada 30 km, obténdose un total de 22 zonas. Realizouse o cálculo para diferentes estimacións dos custos por km. Así, consideráronse 3,5 ptas/km (se unicamente se considera o gasto en combustible), 5 ptas/km e 10 ptas/km (se se consideran tamén outros gastos relacionados co mantemento do vehículo). De media, observouse que cada automóbil tiña tres ocupantes, polo tanto, repartiuse este custo entre tres.

Incluíuse tamén o tempo de desprazamento como custo. Neste caso o autor realiza os cálculos para diferentes supostos sobre o custo do tempo, para o casos en que unha hora de desprazamento equivale a 100% do salario/hora, ó 50%, ó 25% ou cando non se inclúe.

Así, o cálculo do custo total do desprazamento realizárase da seguinte forma:

$$C_t = d \times P_d + t \times P_t$$

sendo C_t o custo total da viaxe, que é igual á distancia percorrida, d , polo gasto por km, P_d , (o gasto do vehículo no desprazamento), ó que se lle engade o tempo da viaxe, t , polo custo estimado dunha hora de tempo, P_t .

O cadro 1 presenta brevemente os resultados deste traballo, aínda que condicionados polo custo asignado ó tempo de viaxe e ós gastos por km. considerados. Os resultados calcúlanse para aproximadamente 80.000 visitas estimadas entre o verán do ano 1994 e a primavera de 1995, tendo en conta que o parque ten unha extensión de 746 has, das cales 135 has son de uso exclusivamente recreativo, e considerando que unha hora de viaxe equivale ó 25% do salario/hora (estimación moi conservadora).

Cadro 1. Resultados do procedemento zonal			
Valor do uso recreativo (ptas)	3,5 ptas/km	5 ptas/km	10 ptas/km
Por visita	493	630	866
Por ha de parque	58.469	65.533	90.110
Por ha con uso recreativo	324.830	364.074	500.615
Valor do uso recreativo do parque	55.205.000	71.128.000	106.212.000

Como podemos observar no cadro, preséntase a estimación de beneficios por visita e por ha, resultante de multiplicar o beneficio medio por individuo polo número de visitas e dividir a cantidade resultante pola extensión total do parque. Dedúcese que, de cada visita ó monte, cada persoa obtén un beneficio estimado en aproximadamente 1.800 ptas, se supoñemos que só considera os gastos de combustible, e asignando ó tempo un custo moi baixo (25% do salario/hora), é dicir, situándonos no cálculo máis conservador. Non toda a extensión do parque ten uso recreativo, senón que no caso do Aloia, a maior parte ten uso productivo. Así, preséntase tamén o cálculo por ha con uso recreativo, que ascende a 324.000 ptas.

Para o cálculo do valor total das visitas ó parque natural, o autor considera os visitantes anuais ó parque (82.136), tanto adultos (66.483), como nenos (15.653), atribuíndo ós nenos un beneficio por visita equivalente a un 50% do beneficio dos adultos, o que é unha estimación tamén conservadora. Así, estímase o beneficio total recreativo do Parque Natural do Monte Aloia que, no caso máis baixo, acada os 55 millóns de ptas anuais.

A aplicación do custo da viaxe individual intenta explicar o número de visitas anuais da persoa, en función do gasto das visitas e doutras variables de tipo individual (idade, renda, etc.). A ecuación a estimar sería, por tanto,

$$V_i = f_i(C_i, Y_i, D_i)$$

sendo V_i o número de visitas anuais do individuo i , que se supón que dependen de C_i , o custo da visita, Y_i , o ingreso mensual e D_i , un conxunto de variables socioeconómicas (renda, idade, nivel educativo, etc.). O custo da visita calcúlase da mesma forma que para o procedemento zonal, é dicir,

$$C_i = d_i \times P_i + t_i \times P_i$$

Da mesma forma que para o procedemento zonal, o autor presenta os resultados por visita, por ha, e por ha con uso recreativo. Tamén calcula os beneficios anuais que os visitantes obteñen do disfrute do parque que, neste caso, sitúase en torno ós 43 millóns de ptas.

Os resultados, tanto do procedemento zonal como do individual, poden compararse cos ingresos que se obteñen da venda da madeira, 15.574 ptas/ha, fronte ás

A primeira aplicación tanto do método de custo da viaxe como do de valoración continxente en Galicia, e unha das primeiras de España, foi realizada no ano 1994 cunha aplicación ó Parque Natural do Monte Aloia.



73.000 ptas/ha se temos en conta todo o parque e o método individual. En definitiva, a magnitude dos valores "intanxibles" é, como mínimo, catro veces superior á dos beneficios comerciais, de ahí a importancia da súa estimación e consideración. Se non se teñen en conta estes servicios a xestión sería inadecuada pois estamos perdendo beneficios sociais moi importantes.

Valor do uso recreativo (ptas)	3,5 ptas/km	5 ptas/km	10 ptas/km
Por visita	782	903	1350
Por ha de parque	73.760	95.345	142.375
Por ha con uso recreativo	408.925	536.874	786.756
Valor do uso recreativo do parque	43.851.600	49.149.800	67.582.700

Por outro lado, o gasto anual da Administración, exclusivamente para o mantemento das 135 ha. de uso recreativo, é de 12.698.000 ptas. En consecuencia, obtemos un gasto por ha. con uso recreativo de 94.000 ptas (para o ano 1994). Pero este investimento xenera uns beneficios sociais de 408.000 ptas, isto é 4,3 ptas por cada pta investida. Isto xustifica plenamente esta partida de gastos, pois poucos proxectos ofrecerán á Administración unha rendibilidade do 430%.

De cada visita ó Monte Aloia, cada persoa obtén un beneficio estimado en aproximadamente 1.800 ptas, se supoñemos que só considera os gastos de combustible, e asignando ó tempo un custo moi baixo.

Temos que puntualizar que a estimación é moi conservadora, pois tomamos un custo do tempo probablemente moi por debaixo do real, o gasto estimado do vehículo por km só ten en conta o combustible consumido, e ademais non esquezamos que este método é indirecto, é dicir, só proporciona o valor de uso directo (non permite incorporar os valores de conservación). Non obstante, aínda sendo conservadores achamos un valor elevado, que xustifica plenamente os investimentos realizados. Este é un caso ilustrativo de porqué algunha cifra, aínda que imperfecta, é mellor que ningunha.



Estimouse que os gastos anuais da Administración no mantemento do uso recreativo do Parque Natural do Monte Aloia (Tui) teñen unha rendibilidade do 430%

O método dos prezos hedónicos.

Cando adquirimos unha vivenda non só mercamos unha serie de metros cadrados senón tamén escollemos un entorno con características respecto ó barrio e respecto ó medio ambiente. O fundamento do método dos prezos hedónicos é que se atopásemos dúas vivendas iguais en todas as características agás naquela característica ambiental que nos interesa, por exemplo o nivel de ruído da zona, a dife-

rencia de prezo entre elas reflectiría a valoración dese atributo ambiental, neste caso o ruído.

Existen métodos estadísticos (análise de regresión múltiple) que nos permiten saber qué parte do prezo da vivenda vén determinado por cada unha das características da mesma. A parte que vén explicada pola variable ambiental considérase unha estimación do seu valor implícito para a persoa.

Por suposto, as diferencias nos valores das vivendas poden xurdir de calquera fonte, dende a cantidade e calidade do aloxamento, ata a accesibilidade a centros comerciais e administrativos, os impostos a pagar pola propiedade, pero tamén características ambientais do vecindario, medidas polo nivel de contaminación do aire, ruidos de coches e avións, acceso a parques, etc. Para poder ter en conta calquera destas variables no valor da propiedade, hai que incluílas todas na análise. Así, o que estima é unha ecuación de regresión do tipo,

Prezo da vivenda = f (propiedade, vecindario, accesibilidade, ambiente)

Onde o prezo da propiedade é función de características da propiedade, variables relacionadas co vecindario, variables de accesibilidade e ambientais.

O gráfico 1 presenta unha relación típica entre a contaminación e valores da propiedade, é dicir, a representación da función prezo da vivenda, que vimos de especificar. Mostra que, a medida que descende o nivel de contaminación, e aumenta a calidade ambiental, medra o valor da propiedade (aínda que a un ritmo descendente). Esta variación é o prezo implícito da calidade ambiental.

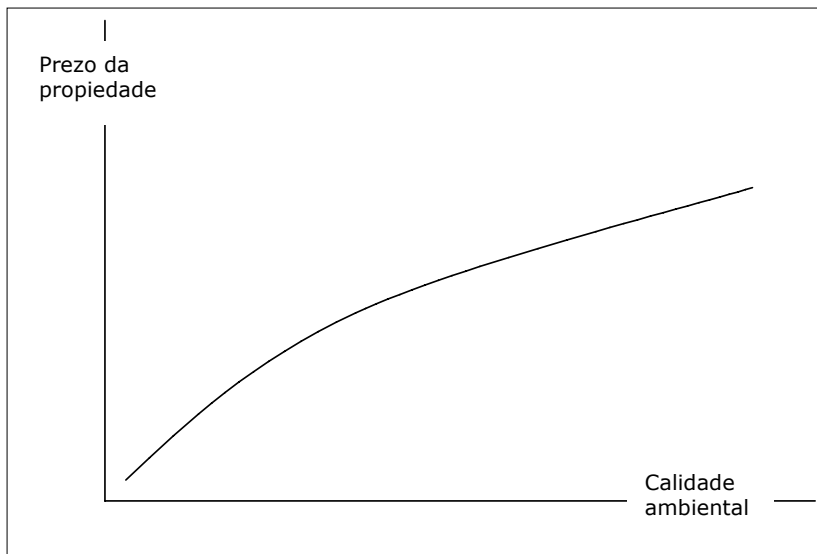


Gráfico 1. Os prezos da vivenda e a calidade ambiental

Para ilustrar a magnitude que poden tomar estes valores, o cadro 3 presenta algunhas estimacións de cómo inflúe a contaminación atmosférica da zona no valor das propiedades.

Para a aplicación deste método, a principal dificultade é a obtención de datos sobre transaccións no mercado da vivenda, ben sexa de aluguer ou de compra-venda. No noso país, existen problemas para acceder a este tipo de estatísticas pois non existe un rexistro oficial de acceso público. Esta é a causa de que este método non teña sido aplicado até o momento. En Estados Unidos, en cambio, conta con numerosas aplicacións.

O fundamento do método dos prezos hedónicos é que se atopásemos dúas vivendas iguais en todas as características agás naquel-la característica ambiental que nos interesa, por exemplo o nivel de ruído da zona, a diferenza de prezo entre elas reflectiría a valoración dese atributo ambiental, neste caso o ruído.

13. Siglas de National Oceanic and Atmospheric Administration.

14. Dicitur que o resultado foi que a empresa Exxon tivo que facer fronte a unha das indemnizacións maiores da historia dos desastres marítimos, e este feito cambiou radicalmente a lexislación de EEUU respecto das responsabilidades derivadas deste tipo de accidentes.



Cadro 3.

Impacto da contaminación atmosférica sobre o valor das propiedades

Cidade	Ano	Contaminación	Diminución % do valor da propiedade asociado con un incremento % na contaminación
St. Louis	1960	Sulfatos	0,06-0,10
	1963	Partículas	0,12-0,14
Chicago	1964-67	Partículas y sulfatos	0,20-0,50
Washington	1970	Partículas	0,05-0,12
	1967-68	Oxidantes	0,01-0,02
Toronto-Hamilton	1961	Sulfatos	0,06-0,12
	1961-67		
Philadelphia	1960	Sulfatos	0,10
	1969	Partículas	0,12
Pittsburg	1970	Pó e sulfatos	0,09-0,15
Los Ángeles	1977-78	Partículas e oxidantes	0,22

Fonte: Pearce e Turner (1990).

O método da valoración continxente.

A valoración continxente (V.C.) é o método directo máis aplicado. Debido a que non existe mercado para o ben que se ofrece, o método de valoración continxente intenta simulalo a través dun cuestionario. No cuestionario, o investigador ou enquisador propón o individuo a posible aplicación dunha política ou medida ambiental que incrementa o seu benestar, a cambio dun determinado pagamento. No formato máis habitual de pregunta o individuo debe decidir se lle interesa ou non ese intercambio.

Podemos definir este método segundo unha serie de características:

- Método de preferencias declaradas, de natureza hipotética, baseado en enquisas.
- Non novidoso. As enquisas son habitualmente utilizadas para conseguir datos en economía - emprego, prezos, contas nacionais - e outras ciencias sociais. Baséase na idea "se queres saber algo, pregúntao".
- Continxente, pois o valor expresado é condicional ó escenario presentado.
- Único método capaz de realizar unha aproximación ó VALOR TOTAL, incluídos aqueles beneficios non derivados do uso directo.

Respecto das pautas para a elaboración de cuestionarios, existe un grupo de expertos (o Panel NOAA)¹³, creado polo Departamento de Interior dos EE.UU. para avaliar a validez do método de V.C. para estimar valores de non uso. Aínda que a idea do método viña de varias décadas antes, a aplicación máis polémica foi cando se utilizou para requerir indemnización á empresa Exxon, despois do encallamento do petroleiro Exxon Valdez en Alaska, no ano 1989, e a posterior catástrofe ecolóxica derivada (Mitchell e Carson, 1992). O estudo encargado polo Estado de Alaska esixía á empresa indemnización pola perda de valores de non uso, pois era unha zona de reservas naturais con importantes valores de conservación. Estes valores foron estimados mediante o método de valoración continxente e isto desencadenou unha investigación paralela, financiada pola empresa, para tratar de desacreditar o uso desta técnica¹⁴.

Este grupo de expertos formulábanse o seguinte (Arrow e outros, 1993),

"Os valores de uso pasivo son unha compoñente significativa do dano total derivado de accidentes ambientais. O problema aparece porque este valor non ten consecuencias de mercado. Cómpre un instrumento ben deseñado e sensible para substituír á observación convencional do comportamento no mercado. ¿Pode o método de V.C. proporcionar estimacións da perda total fiables de cara a xogar un papel nos procesos de avaliación de danos?"

E as súas conclusións foron que se o deseño cumpría unha serie de esixencias, do tipo das seguintes recomendacións NOAA:

1. MOSTREO ALEATORIO E GUÍA DUN ESTATÍSTICO PROFESIONAL EN MOSTREOS.
2. MINIMIZAR NON RESPONSTAS (a items concretos ou a todo o cuestionario).
3. ENQUISAS PERSOAIS (OU TELEFÓNICAS).
4. PROBAS DE EFECTOS DO ENQUISADOR.
5. INFORME DE RESULTADOS EXTENSO E COMPLETO.
6. SEMPRE DESEÑO MÁIS CONSERVADOR.
7. UTILIZAR PREGUNTAS DE DISPOSICIÓN Ó PAGO BINARIAS.
8. DESCRICIÓN DETALLADA DO PROGRAMA OU POLÍTICA A VALORAR.
9. PROBAS DAS AXUDAS COMO FOTOGRAFÍAS, ETC.
10. RECORDATORIO DE SUSTITUTOS.
11. SEMPRE INTRODUCIR A POSIBILIDADE DE NON RESPONDER.
12. PREGUNTAS DE SEGUIMIENTO (¿Por que?)
13. TABULACIÓN CRUZADAS DOS DATOS IMPORTANTES.
14. COMPROBAR A COMPRESIÓN E ACEPTACIÓN DO ESCENARIO.

"Baixo estas condicións, o método de V.C. pode fornecer estimacións suficientemente fiables para ser o punto de partida en procesos de avaliación de danos, incluíndo as perdas relacionadas co uso pasivo".

Dende entón, o método foi aceptado non só en Estados Unidos, senón na maior parte dos países, incluída a Unión Europea. Xa no ano 1996 había preto de 5000 aplicacións do método. Incluso a incorporación da valoración de intanxibles, como os valores de conservación, dentro das análises custo-beneficio, está sendo continuamente incorporada nas lexislacións, tanto relacionadas con proxectos de infraestructuras (estradas, etc.) como de calquera política pública e incluso das propias normativas.

3.6. APLICACIÓN DO MÉTODO DA VALORACIÓN CONTINXENTE Á CONTAMINACIÓN DO AIRE EN VIGO.

O obxectivo do exercicio de valoración continxente (V.C.) realizado era estimar os beneficios para a poboación das melloras en saúde relacionadas coa calidade do aire na cidade de Vigo (Vázquez, 2002).

Vigo ten pasado de ser un pequeno porto pesqueiro de apenas 20.000 habitantes a principios do século XX, a experimentar unha rápida transformación, tanto en extensión coma en poboación, para se converter na cidade actual, que ronda os 300.000 habitantes e os 110 km².

En xeral, as características do rápido crecemento que experimentou a cidade foron a ausencia de planificación urbanística e a progresiva absorción de zonas industriais no casco urbano. En Vigo, xunto ó aumento na concentración de vehí-

Os métodos directos ou de preferencias declaradas (como o método de valoración continxente) consisten en preguntar directamente ós individuos sobre a súa valoración do ben ambiental.



A valoración continxente (V.C.) é o método directo máis aplicado. Debido a que non existe mercado para o ben que se ofrece, o método de valoración continxente intenta simulalo a través dun cuestionario.

15 Os fenómenos de inversión térmica xurden cando a aire frío está, de forma anómala, máis cerca do chan que o aire quente. Isto fai que os gases contaminantes se manteñan sobre a cidade a unha altitude que oscila entre os 600 e os 900 metros.

16. O proxecto EMECAM foi coordinado polo Institut Valencià de Estudis en Salut Pública. As outras cidades obxecto de estudio foron Barcelona, Bilbao, Cartaxena, Castellón, Xixón, Huelva, Madrid, Oviedo, Pamplona, Sevilla, Valencia, Gasteiz e Zaragoza, que suman en total preto de 9 millóns de habitantes. Os resultados do proxecto EMECAM para Vigo demostran que por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que aumenta a contaminación por partículas, a mortalidade podería aumentar nun 5% (Taracido et al., 1999).

17. Programa financiado pola Unión Europea para determinar se existe relación entre niveis de contaminación en incrementos de mortalidade ou morbilidade en 15 cidades europeas, na súa primeira fase (Amsterdam, Atenas, Barcelona, Bratislava, Colonia, Cracovia, Helsinki, Lodz, Londres, Lyon, Milan, Paris, Poznan, Rotterdam e Wroclam), e en 34 cidades na súa segunda fase (entre as que están Barcelona, Madrid, Bilbao e Valencia).

culos propia dos núcleos urbanos, existe unha elevada circulación de tráfico pesado dende as zonas industriais periféricas cara o porto, todo isto empeorado polo caos urbanístico e a particular orografía da cidade, en pendente, que provoca que os vehículos utilicen con frecuencia marchas curtas e se realice unha combustión incompleta, cunha maior emisión de impurezas á atmosfera.

Existen medicións das concentracións dos principais contaminantes dende o ano 1976, realizadas polo Laboratorio Municipal do Concello de Vigo que revelan a existencia de elevada contaminación por partículas.

No gráfico 2 obsérvase que a tendencia global entre 1990 e 1998 é decrecente, pois a media anual considerando tódalas estacións pasou de 106 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Non obstante, as dúas estacións situadas no centro urbano, a E1 e E2, recollen niveis de partículas moi elevados, que superan con moito os límites legais. Esta contaminación por partículas en Vigo atinxe os niveis máis altos en períodos invernaís, debido ós fenómenos de inversión térmica¹⁵, ás choivas irregulares e a un maior uso do transporte privado. Nas estacións E1 e E2 teñen chegado a acadar máximos que exceden os 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mesmo en períodos recentes.

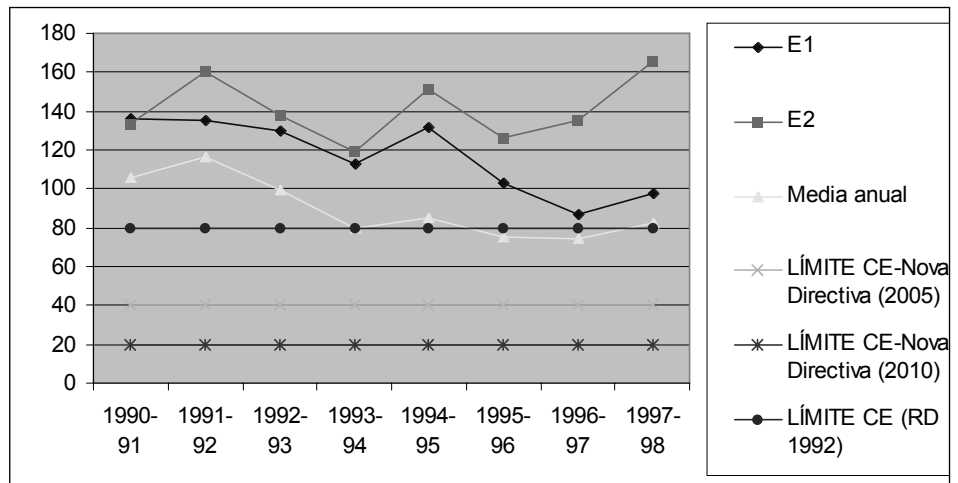


Gráfico 2. Concentracións medias anuais de partículas na atmosfera de Vigo e valores límite legais

Unha evidencia adicional deste problema é fornecida polo Estudio Multicéntrico Español de Contaminación Atmosférica y Mortalidad (EMECAM), estudio epidemiolóxico realizado entre os anos 1990 e 1996, que observou os niveis de contaminación de 14 cidades españolas, entre elas Vigo¹⁶.

Así, para o período 1990-1994, Vigo destacou cos valores promedio máis elevados de partículas, 98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, duplicando as concentracións medias obtidas na maior parte das cidades españolas analizadas no proxecto, que oscilaban entre 40 e 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os niveis de partículas medidos en Vigo superaban incluso a Atenas, cidade europea con maiores niveis de partículas segundo o estudio Air Pollution and Health. European Approach (APHEA)¹⁷.

Respecto ós efectos sobre a saúde, os únicos datos a nivel local forman parte do informe anual elaborado polo Servicio de Información sobre Saúde Pública da Consellería de Sanidade e Servicios Sociais, e baseáanse nos rexistros anuais de Enfermidades de Declaración Obrigatoria (EDO), que os ambulatorios e centros de saúde realizan cumprindo coa normativa vixente.



Neste informe obsérvase que o 87,55 % do total de EDO declaradas en Vigo son de tipo respiratorio, das cales o 66,4 % son IRA. Podemos observar no Cadro 4 que, en proporción ó número de habitantes, a incidencia de (IRA) en Vigo é superior a outras cidades galegas, como Santiago ou A Coruña.

Cadro 4. Enfermidades de declaración obrigatoria respiratorias (1996)

	VIGO	A CORUÑA	SANTIAGO	GALICIA
Total EDO	98.331	70.795	7.604	839.169
Total EDO respiratorias	86.076	61.444	6.382	740.530
I.R.A.	65.279	45.622	4.384	583.703
% IRA / total EDO	66,38	64,44	57,65	69,5511
% IRA / total respiratorias	75,83	74,24	68,89	75,83
IRA por 100.000 hab.	21.763	18.714,03	4.680	21.282

Fonte: Elaboración propia a partir de datos E.D.O. 1996, Consellería de Sanidade.

Procedemento de avaliación

O cuestionario aplicado consta dunha primeira parte, que intenta coñecer o estado de saúde do individuo, investigando se lle foron diagnosticadas doenzas crónicas de tipo respiratorio e mediante a súa experiencia con determinados síntomas. Esta sección introduce tamén preguntas sobre conductas e hábitos do individuo que poden aumentar ou diminuír a probabilidade de sufrir enfermidades e sobre a súa opinión respecto ó grao de control que considera que ten sobre a súa saúde.

A segunda parte do cuestionario é unha sección previa á valoración que tiña como obxectivo introducir ó individuo no problema da contaminación do aire e os seus efectos en Vigo. Esta parte constaba de preguntas sobre a percepción do problema de contaminación, as súas causas e a relación existente entre contaminación e saúde.

A terceira parte do cuestionario consiste na valoración económica secuencial de cinco síntomas. A pregunta de disposición ó pagamento formula unha política de diminución de emisións derivadas do transporte asociada ó fomento do uso do transporte público mediante melloras na frecuencia e calidade do servizo. Presentábase unha hipotética situación futura, na cal sufrirían con certeza un determinado episodio de enfermidade, que podería evitarse mediante determinados investimentos que requirirían unha suba de impostos municipais para financiar as medidas.

Os estados de saúde ou síntomas presentados no cuestionario foron elixidos con base en estudos epidemiolóxicos que relacionan a contaminación atmosférica por partículas e a saúde, e coa axuda de especialistas en saúde pública. Os episodios elixidos foron definidos en función da sintomatoloxía asociada, duración e restricións ou limitacións para a realización de actividades habituais. Incluíronse síntomas de diferente severidade, dende días con síntomas leves, ata días de actividade restrinxida, días de ausencia laboral e incluso visitas a urxencias ou hospitalizacións. Os episodios presentáronse ós individuos mediante tarxetas con descricións detalladas.

Por último, a cuarta parte do cuestionario constaba de preguntas sobre características socio-económicas (renda, idade, educación, etc.).

Despois do encallamento do petroleiro Exxon Valdez en Alaska, en 1989, o estudio encargado polo Estado de Alaska esixiu á empresa indemnización pola perda de valores de non uso, estimados mediante o método da V.C..



Antes de aplicar o cuestionario definitivo, leváronse a cabo probas para melloorar a súa redacción e detectar posibles dificultades de comprensión ou erros de percepción.

Resultados

É interesante destacar a elevada percepción que revelan os individuos sobre o problema de contaminación e os seus posibles efectos sobre a saúde. Así, aproximadamente o 72% dos enquisados (350 persoas) consideraron que a causa das elevadas concentracións de contaminantes existentes era o tráfico (Gráfico 3) e aproximadamente o 60% opinou que a calidade do aire, tanto no seu barrio como na cidade, era regular, mala ou moi mala .

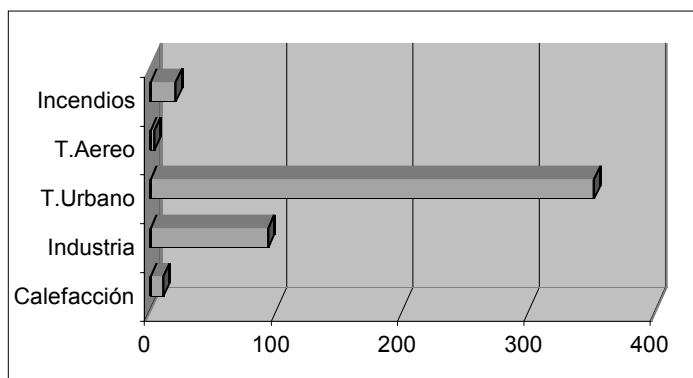


Gráfico 3. Principal causa da contaminación na cidade de Vigo segundo os enquisados

Para o período 1990-1994, Vigo destacou cos valores promedio máis elevados de partículas, 98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, duplicando as concentracións medias obtidas na maior parte das cidades españolas analizadas no proxecto, que oscilaban entre 40 e 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

No que atinxe ás preguntas sobre a percepción da relación entre contaminación e saúde, o 40% dos enquisados declarouse moi preocupado ou extremadamente preocupado polos efectos da contaminación sobre a súa saúde. O 10% da mostra afirmou que a contaminación atmosférica tiña influído dalgunha forma na súa saúde ou na de algún membro da súa familia. Cando a estes individuos se lle preguntou sobre o tipo de enfermidade sufrida a consecuencia da contaminación do aire, o 63% declarou problemas de tipo respiratorio (alerxias, asma, tos, etc). Así mesmo, un 4% dos individuos manifestou terse cambiado de domicilio por razóns de saúde, dos cales o 37% sinalou que a causa tiña sido unha doenza de tipo respiratorio.

De especial interese para a introducción do contexto de contaminación e tamén como validación do tipo de política de intervención elixida para o escenario de valoración, é o escaso uso do transporte público na cidade. Así, o 58% dos individuos declara posuír coche (o 62% diesel, con maior emisión de partículas) e o 48 % utiliza o vehículo privado para se desprazar habitualmente, fronte ó 27% que utiliza o transporte público, o 24% que camiña e o 1% que utiliza a bicicleta.

A análise dos datos de valoración permítenos determinar o valor económico dos episodios de enfermidade considerados. Os valores máis altos corresponden a episodios que dan lugar a un ingreso no hospital, e os máis baixos para un día con síntomas leves coma tos ou irritación ocular. Esta gradación é coherente coa severidade e as restriccións incorporadas na descrición dos síntomas. En consecuencia, o beneficio económico de evitar os episodios de enfermidade garda relación coas características dos episodios, o que reflicte unha reacción claramente racional por parte do entrevistado.

Para coñecermos o beneficio social das políticas de control da contaminación, calculamos, mediante as funcións dose-resposta médicas, o número de episodios anuais de enfermidades respiratorias que se consideran relacionados coas concentracións de contaminantes na atmosfera da cidade.

Co obxectivo de realizar un cálculo conservador, seguindo as recomendacións do Panel NOAA, consideramos como poboación afectada a residente no centro urbano, é dicir, 214.460 habitantes (75% da poboación censada no municipio segundo o censo do ano 1996) e non incluímos as persoas que traballan pero non residen na cidade, que tamén se verían afectadas. Consideramos asemade a concentración atmosférica de partículas media do período 1990-1998, é dicir, 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (non a invernal, que sería máis elevada). Con estes datos, a agregación da disposición a pagar individual para a poboación potencialmente afectada, aparece recollida no Cadro 5.

Cadro 5

Episodios	Coefficiente Dose-resposta	Nº anual episodios estimado	Axuste por nº habitantes	Pago medio	Pago anual
Hospital	0.124	11.6	23.9337	10.503	251.376
Urxencia	0.58	52.2	111.94	5.477	613.139
Tos	221.9	19971	4282980.66	1.185	5.075.332.082
Irrit ocular	221.9	19971	4282980.66	873	3.739.042.116
Descanso	31.8	2862	613784.52	5.477	3.361.697.816
				Total	12.176.936.530

Aproximadamente o 72% dos enquisados consideraron que a causa das elevadas concentracións de contaminantes existentes en Vigo era o tráfico. Aproximadamente o 60% opinou que a calidade do aire, era regular, mala ou moi mala

O Cadro 5 mostra a importancia dos danos analizados. Os resultados indican que os beneficios de introducir políticas que diminúan os niveis de contaminación no centro urbano de Vigo están arredor 12.000 millóns de ptas./ano. Se temos en conta que a renda dispoñible total da poboación situábase entre os 192.000 e os 214.000 millóns de ptas no ano 1997 (Caja de Ahorros y Pensiones de Barcelona, 1997), estes beneficios superan o 6% da renda total dispoñible das familias viguesas.

A magnitude destas cifras debe facernos reflexionar sobre a importancia dos impactos ambientais da contaminación urbana. No caso de Vigo, coma en moitas cidades, esta contaminación está fundamentalmente orixinada polo transporte, o que obviamente esixe medidas de control sobre o sector. Necesidade que se acentúa, se cabe, pola cantidade de custos externos asociados ó transporte que non se teñen considerado neste exercicio.

É destacable que non teñamos incluído na valoración dos efectos negativos do transporte, os custos de conxestión orixinados polo tráfico intenso no centro urbano, os danos por ruído e pola emisión doutro tipo de gases, por exemplo, de efecto invernadoiro. Se a isto lle engadimos os efectos negativos da contaminación local sobre infraestructuras (edificios, patrimonio histórico, etc) e sobre a vexetación das áreas verdes das cidades e o seu entorno, é evidente que o noso exercicio se ten centrado só nunha das moitas (aínda que non a menor) das categorías de dano posibles.

Tendo en conta que o estudio céntrase na valoración dos beneficios de evitar danos da contaminación atmosférica na saúde, esta valoración é tamén parcial, porque só se consideran os efectos sobre a morbilidade aguda (de carácter temporal),

sen ter en conta o posible aumento nas taxas de mortalidade causada polas concentracións elevadas de partículas na atmosfera. Ademais, en canto á morbilidade, só se valoran episodios agudos, obviándose as doenzas crónicas, persistentes a longo prazo, derivadas da exposición á contaminación. Mesmo dentro dos efectos analizados, non se consideran os custos evitados ó sistema sanitario ou as perdas de horas de traballo ou produtividade.

Polo tanto, os resultados obtidos deben ser considerados como o umbral mínimo da valoración parcial dunha das moitas categorías de beneficios relacionados co control das emisións de contaminantes á atmosfera urbana e, en consecuencia, son soamente indicativos para xustificar a necesidade de intervención pública.

3.7. SITUACIÓN ACTUAL DA ECONOMÍA AMBIENTAL.

Para coñecer o beneficio social das políticas de control da contaminación, calcúlase, mediante as funcións dose-resposta médicas, o número de episodios anuais de doenzas respiratorias que se consideran relacionados coas concentracións de contaminantes na atmosfera da cidade.

A valoración ambiental comezou a aplicarse en España nos anos 90, e a maior parte dos traballos están relacionados aínda con teses de doutoramento e traballos de investigación dentro da Universidade.

A primeira aplicación de valoración continxente realizouse en Cataluña, dentro da análise do impacto ambiental dun determinado deseño de circunvalación urbana (Riera, 1991). Non obstante, a maior parte das aplicacións a partir de entón, tanto de valoración continxente coma de custo da viaxe, estiveron relacionadas cos beneficios recreativos e de conservación relacionados con áreas naturais, entre eles a descrita parcialmente neste capítulo para o Aloia e os Montes do Baixo Miño, a realizada para as Illas Cíes, ou a que está en curso para a Rede Natura 2000. Para unha revisión ver Azqueta (1997) ou Vázquez (2001). Actualmente os campos de aplicación están ampliándose e existen experiencias xa de valoración para a creación de zonas verdes urbanas en Madrid (Riera, 1998), infraestructuras, -entre elas a ampliación do aeroporto de Barcelona (Riera e Macian, 1998)-, efectos ambientais de emisións contaminantes en Cataluña (Riera e Penin, 2000), xestión de residuos (Gándara e Riera, 2000), os impactos da contaminación sobre a saúde con aplicacións en Galicia e en Canarias (Vázquez, 2002 e Vázquez, 2002b) e beneficios asociados a tratamentos médicos (Dalmau, 1998; Puig e outros, 2001)

A tendencia xeneralizada en España, como ben analizou o profesor Pere no Seminario Economía Ambiental e Sociedade (Prada e Vázquez, 2001), e en Galicia como caso particular, é que os profesionais da economía ambiental son, na súa maior parte, profesores universitarios e as técnicas e procedementos aplícanse moi pouco aínda en consultorías ou empresas privadas. A escaseza de persoal cualificado e a baixa disposición a destinar partidas orzamentarias importantes para contratar este tipo de persoal específico poden ser dúas das razóns.

No caso da valoración económica, é a Administración Local a que parece ter encargado máis estudos que incluían valoración de bens ambientais, fundamentalmente a universidades achegadas e manexando orzamentos pequenos. Respecto dos orzamentos, é destacable que mentres un exercicio de valoración en EEUU supera facilmente os 300.000 euros (50 millóns de ptas.), aquí dispoñemos de non máis de 20.000 euros (3 millóns de ptas). Este orzamento, dado que a fase previa de deseño e a posterior de análise dos datos realízanna investigadores universitarios, vai destinada fundamentalmente ós traballos de campo.



As posibilidades das técnicas de valoración económica son altas, e na nosa terra están aínda por explorar, coma no caso do urbanismo, das infraestructuras, dos usos do monte, das posibilidades das enerxías alternativas, etc. Unha materia pendente é facer posible que as aplicacións se realicen en áreas interesantes para o investigador e útiles para a administración, tanto local como autonómica.

Referencias bibliográficas

Azqueta, D., (1994). Valoración Económica de la Calidad Ambiental. McGraw, Hill.

Azqueta, D. and Pérez, L. (eds.) (1997) El valor económico de los servicios recreativos de los espacios naturales. Mac-Graw Hill.

Carson, R.T., Hanemann, W.M., Kopp, R.J., Mitchell., R.C., Presser, S., Ruud, P.A., (1992). "A contingent valuation study of passive use values resulting from the Exxon Valdez Oil Spill". Informe entregado ó Fiscal Xeral do Estado de Alaska. Natural Resource Damage Assessment, Inc.

Dalmau, Eulalia (1998) Willingness to Pay for Day Care Surgery. Tese de doutoramento, Universitat Pompeu Fabra, Barcelona.

González Gómez, M., (2000). Funcións ecolóxico-ambientais do monte en Galicia. Unha perspectiva económica. Ed. Deputación de Pontevedra.

Hotelling, H. (1947). "The economics of public recreation", en El Informe Prewitt. Washington, D.C.

Prada, A. (Coord.), (2001). Valoración económica del patrimonio natural. Ed. Instituto de Estudios Económicos, Fundación Pedro Barrié de la Maza.

Prada Blanco, A., e Vázquez Rodríguez, M.X., (2001). Economía Ambiental e Sociedade. Ed. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

Puig, Jaume, José Luis Pinto, and Eulàlia Dalmau (2001) El Valor Monetario de la Salud. Barcelona: Springer.

Riera, Pere (1996) "Valoración del Impacto Ambiental del Pasillo Verde Ferroviario de Madrid" en Diego Azqueta Oyarzun and Luis Pérez Pérez (eds.) Gestión de Espacios Naturales. La demanda de servicios recreativos, pp. 217-237, Madrid, McGraw-Hill, 1996.

Riera, Pere and Marga Macian (1998): Análisis coste-beneficio de la ampliación del aeropuerto de Barcelona con externalidades ambientales. Ruido, polución atmosférica y ocupación de humedales. (Cost-benefit Analysis with Environmental Externalities of Barcelona Airport's Enlargement. Noise, Air Pollution, and Wetlands Occupation). Working Paper No. 47, Colección Estudios sobre la Economía Española, FEDEA.

Riera, Pere (1991) "La Metodología Cost-Benefici. Una Aplicació als Cinturons de Ronda de Barcelona." Tese de doutoramento, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona.

Taracido Trunk, M., Figueiras, A., e Castro Lareo, I., (1999). "Efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica sobre la mortalidad. Resultados del proyecto EMECAM en la Ciudad de Vigo, 1990-1994". Revista Española de Salud Pública, 73, 275-282.

Vázquez Rodríguez, M.X., (2001). "Transferability of recreational benefits from natural areas. Spanish experiences". Mediterranean Perspectives and Proposals. Journal of Economics, Agriculture and the Environment, 12(1).

Vázquez Rodríguez, M.X., (2002). "Estimación económica dos beneficios para a saúde do control da contaminación do aire. O caso de Vigo". Revista Galega de Economía, 11(2).

Vázquez Rodríguez, M.X., (2002b). "Valoración económica de los efectos de la contaminación en la salud". Tese de doutoramento, Las Palmas de Gran Canaria

A tendencia xeneralizada en España, e en Galicia como caso particular, é que os profesionais da economía ambiental son, na súa maior parte, profesores universitarios e as técnicas e procedementos aplícanse moi pouco aínda en consultorías ou empresas privadas.





ANEXOS



Anexo I

A UNIÓN EUROPEA E AS MAREAS NEGRAS: ¿CÁNTO DEBE PAGAR O QUE CONTAMINA?

1. O acontecido

A Costa da Morte fixo de novo honor ao seu nome. Pero esta vez a morte lanzou o seu manto negro e, axudada polos ventos, conseguiu sumir nas tebras a arisca e impredecíbel costa atlántica da península ibérica.

Na tarde do 13 de novembro do 2002, un dos 1.400 petroleiros que anualmente navegan fronte as costas de Galicia, con nome especialmente burlesco - Prestige - sofre unha vía de auga a 30 millas ao oeste de Fisterra. O buque monocasco de 25 anos de idade transportaba 77.000 toneladas de fuel pesado dende Lituania e con destino indeterminado. Abandeirado en Bahamas, o seu armador era grego e o fletador anglo-suízo.

Obviando calquera reflexión sobre os motivos, a partir dese momento os únicos feitos obxectivos son o remolcado do buque durante os días 14 e 15 seguindo unha traectoria noroeste, e posteriormente ao sudoeste ate que o barco se parte en dous e afunde, a 140 millas ao oeste das illas Cíes. Ate este momento, estimacións oficiais indican que o petroleiro vertera máis de 30.000 toneladas de fuel.

A fin de semana do 16 e 17, antes do afundimento, a Costa da Morte sofre a primeira marea negra, que afecta aproximadamente a 200 km de costa, entre Fisterra e A Coruña. Á continuación e, de forma incesante, a marea negra continúa golpeando diferentes puntos da costa galega. Sen esquecerse nunca da Costa da Morte, a marea expándese cara o sur, alcanzando o Parque Natural de Corrubedo e as Rías Baixas, resultando especialmente danado o Parque Nacional das Illas Atlánticas que funciona como muralla protectora das rías de Arousa, Pontevedra e Vigo. Nas semanas posteriores a chegada de fuel continua, e o cambio na dirección dos ventos dominantes fai que o chapapote alcance a costa cantábrica e incluso a da bretaña francesa. Ademais, desde os tanques do barco afundido, a 3.600 metros de profundidade, continúan aflorando manchas de fuel que manteñen a ameaza mesmo varios meses despois do inicio da catástrofe.

Este relato é consecuencia terríbel e visíbel do feito de que o setenta por cento do tráfico de hidrocarburos que viaxa cara o centro e norte de Europa ten como paso obrigado o corredor de Fisterra (COM 2000). A lei de probabilidades é inexorábel e debuxa o destino da costa galega: coa marea negra derivada do Prestige, o noso litoral ten recibido máis do dez por cento dos vertidos marítimos de petróleo do mundo.

En consecuencia, tanto pola ubicación xeográfica das áreas implicadas, como polo alcance transfronteirizo dos efectos estamos ante un problema de alcance europeo e, polo tanto, centrarémonos a continuación en describir a visión económica dos efectos e cómo estes son incorporados dentro do marco lexislativo europeo actual e futuro.

2. A visión económica dos efectos

Os efectos económicos dunha marea negra trascenden o evidente. En concreto, a economía ambiental considera como perdas todas as diminucións de benestar deri-



vadas do vertido. Isto, que á primeira vista semella razoábel, leva aparellada unha visión máis ampla ca que se admite nos procesos de indemnizacións e no marco institucional vixente.

En primeiro lugar, as labores de limpeza e restauración das áreas alcanzadas polo fuel teñen uns custos claros e inmediatos, habitualmente asumidos polos gobernos con cargo aos orzamentos públicos. En segundo lugar, os colectivos que sufren as consecuencias máis evidentes son os que viven directamente do recurso, é dicir, os sectores da pesca, marisqueo, acuicultura e turismo (incluídos os sectores de hostelería e restauración). Ademais existen efectos indirectos para aqueles sectores que dependen dos anteriores ou da imaxe de marca do recurso. Aquí englobábase a transformación, o transporte, a distribución, a construción naval, etc. E finalmente, temos a perda de beneficios non intercambiados nos mercados, como son os beneficios recreativos e paisaxísticos para a poboación así como os valores culturais e naturais que proporciona o patrimonio natural.

De entre os efectos descritos podemos distinguir aqueles que son facilmente xustificábeis e, como veremos, indemnizábeis no rexime actual. Estes son os derivados da limpeza e do cese da extracción e, consecuentemente, de ingresos para os colectivos directamente afectados (sector extractivo e turístico). No caso do Erika, no ano 1999, estes danos ascenderon a 840 millóns de euros, cun sector pesqueiro e marisqueiro non comparábel ao galego. No caso do Exxon Valdez, dez anos antes, só o custo das labores de limpeza ascendeu a 2.100 millóns de euros. No caso do Prestige, o goberno estima que só os gastos en labores de limpeza - ata o momento - alcanzan os 1000 millóns de euros.

A continuación existen danos que son cuantificábeis pero actualmente non indemnizábeis no marco legislativo europeo. Estes danos son consecuencia do efecto expansivo da paralización do sector extractivo nos sectores da transformación, transporte e comercialización, pero tamén os relativos ao patrimonio natural danado. Este patrimonio natural, especialmente rico en biodiversidade e ecosistemas no caso galego, proporciona valores de uso, como é o caso do disfrute da paisaxe e das actividades recreativas en áreas naturais, que ou ben se deixan de realizar ou ben se manteñen cun nivel menor de disfrute. Pero tamén existen valores de tipo cultural ou ecolóxico, non relacionados co uso activo das áreas naturais danadas senón co valor que teñen como patrimonio de todos, como ben público. O mantemento do litoral e da súa riqueza paisaxística e biolóxica é patrimonio de todos, e como tal, todos saímos perxudicados cando este se ve ameazado.

A avaliación de danos derivada do Exxon Valdez, realizada a comezos dos anos 90 nos Estados Unidos, foi pioneira na incorporación da perda de valores colectivos ás cifras de danos derivadas do accidente. Así, tan só con base nesta tipoloxía de danos, a petroleira Exxon aceptou pagar 1.000 millóns de euros, que foron investidos no financiamento de estudos de avaliación e programas de restauración - tanto estatais como locais - destinados a devolver os ecosistemas danados a un estado o máis semellante posíbel ao que amosaban antes do accidente. E isto foi necesario para un vertido de petróleo, menos contaminante que o fuel pesado, e de menos da metade de toneladas que no caso do Prestige.

A filosofía que fundamenta a protección dos beneficios públicos do patrimonio natural parte da idea de que os gobernos dos países membros afectados e as institucións europeas deben funcionar como defensoras e protectoras dos bens colectivos. Estes bens, por ese carácter público que os caracteriza, configuran unha tipoloxía de



recursos con valor social pero sen prezo de mercado, o que implica que as perdas dos mesmos non son xustificábeis como o serían os recursos que se intercambian nos mercados. Por tanto, é necesario estimar o seu valor mediante outro tipo de metodoloxías, e que as institucións públicas actúen como responsábeis ou administradoras -non propietarias- dun patrimonio que foi legado ás xeracións actuais e que debe ser legado, nas mellores condicións de conservación posibles, ás xeracións futuras.

O precedente está sentado. Só resta que estes valores aduqiran o suficiente peso na conciencia colectiva para ser considerados e incorporados nas lexislacións nas que se enmarcan as indemnizacións por danos derivados da contaminación. Nembargantes, e como veremos á continuación, esta situación desexábel dista moito da realidade institucional do noso contorno máis cercano: o relacionado coa responsabilidade ambiental no marco da Unión Europea.

3. O marco institucional actual na Unión Europea

A pesar da amplitude dos danos, o marco institucional vixente da Unión Europea é anacronicamente limitado. Normalmente o armador limita a súa responsabilidade no contrato de seguro en función do arqueo do buque utilizado para realizar o transporte. Así, actualmente o límite máximo á responsabilidade está en 180 millóns de Euros, pero isto considerando conxuntamente os importes establecidos pola aseguradora do barco e o FIDAC, ou Fondo Internacional de Indemnizacións de Danos Debidos á Contaminación por Hidrocarburos . Este fondo foi creado en 1992 por 74 estados, ao abeiro da OMI (Organización Marítima Internacional), e está dotado con contribucións das empresas receptoras de hidrocarburos, normalmente petroleiras. O seu obxectivo é complementar as cuantías abonadas polo asegurador do buque, en caso de que estas fosen insuficientes para cubrir os danos causados .

As partidas indemnizábeis, tanto pola aseguradora coma polo FIDAC, previa xustificación mediante facturas ou estados de contas, son os custos derivados das labores de limpeza e as perdas en actividades extractivas e turísticas (FIDAC, 2002). Ten sentido, neste punto, lembrar que tan só o custo derivado das labores de limpeza, estimado polo goberno español ata o momento, ascende a 1000 millóns de euros.

Ante o anterior, queda claro que a responsabilidade en Europa para os vertidos de petróleo derivados do transporte marítimo non só é limitada senón que tamén é difusa. A intervención do fondo implica realmente que é o sector petroleiro no seu conxunto o que se fai cargo dos danos dos vertidos, diluíndo a responsabilidade de forma que a parte alicuota da indemnización que paga o verdadeiro responsábel é ridícula en comparación cos danos ocasionados. Para exemplo, os pagos efectuados polo FIDAC como indemnizacións ante 120 sinistros nos que ten intervido estimámanse en aproximadamente 630 millóns de euros (FIDAC, 2002)

Como estratexia contraposta, a raíz do accidente no 1989 do petroleiro Exxon Valdez nas costas de Alaska, en 1990 os Estados Unidos aprobaron a Oil Pollution Act (OPA). Esta lexislación incide nos principios de responsabilidade clara e ilimitada pois establece que non existe límite á responsabilidade en caso de accidente, os armadores deben proveer unha garantía de 1.000 millóns de euros e, ademais, nomear un representante no seu territorio a quen esixir responsabilidades civís en caso de accidente. Como indicador de que o que contamina debe pagar e moito, como o instrumento máis efectivo de prevención, nas costas de Estados Unidos non houbo máis derrames de petróleo desta magnitude. É no momento de contratar unha

poliza de seguro ilimitado para navegar polas súas augas cando o armador terá que demostrar que o seu barco, as súas revisións, a súa tripulación, a súa carga, a súa ruta, etc., van cumprir as máximas - non as mínimas - medidas de seguridade. Do contrario, o custo da poliza de seguro sería moi elevado.

4. O futuro

A Unión Europea, xa dende o accidente do ERIKA nas costas de Francia no ano 1999, comenzou a elaborar novos paquetes de normativas para mellorar a seguridade marítima no corredor atlántico europeo. Deste esforzo xurdiron as medidas ERIKA I e ERIKA II. O paquete ERIKA I foi aprobado pola UE en decembro de 2001, e debe ser trasposto ao regulamento interno dos estados membros en xuño do 2003 como máximo. Esta nova lexislación contempla o incremento de inspeccións aos buques, novos requisitos para a autorización de sociedades de clasificación, e a esixencia do dobre casco aos buques petroleiros a partir do ano 2015. Nembargantes, non establece medidas para clarificar e incrementar a responsabilidade do contaminador.

Esta última cuestión abórdase no paquete de medidas ERIKA II. Nel contéplase a creación da Axencia de Seguridade Marítima, e a entrada en vigor de novos sistemas automáticos de control do tráfico marítimo. Ademáis, propón dotar un fondo para indemnizacións (o Fondo COPE) con mil millóns de euros (proposta de Regulamento 2000/0326 COD). As primeiras dúas medidas foron aprobadas en xuño do 2002.

Non obstante, no relativo ás indemnizacións a Unión Europea, en acordo do Consello de Copenhague (COM 2002) agarda a que o FIDAC aumente o seu límite de responsabilidade actual en maio de 2003 por considerar que un marco internacional é o máis apropiado e, en caso de que este aumento non acade os obxectivos previstos, plantexarase entón a creación dun sistema de responsabilidade e compensación propios.

A reflexión que xurde é que a reacción da Unión Europea ante os accidentes con vertidos é moito menos decidida que a de Estados Unidos, renunciando a unha estratexia unilateral que incida sobre a responsabilidade do contaminador. En ningún caso, aínda no escenario máis optimista para a lexislación comunitaria, a responsabilidade é ilimitada - aínda que se aumenta considerablemente nas medidas do paquete Erica II-, e o sistema sigue sendo diluir a responsabilidade nun fondo conxunto, coa única diferenza de que será dotado internacionalmente se o FIDAC acaba sendo a opción, ou por petroleiras europeas, se finalmente se opta por crear o fondo COPE. E isto en contra do establecido pola propia Comisión Europea no Libro Blanco sobre Responsabilidade Ambiental (COM 2000) que reconece que a figura do fondo conflicte co principio de "quen contamina, paga" e, ademais, non crea incentivos eficientes para a prevención.

Pero desafortunadamente, a política de seguridade que se adiviña nos paquetes ERIKA non é máis que un reflexo do interese da Unión en permanecer nun sistema avalado pola Organización Marítima Internacional, que parece loitar por acadar un equilibrio entre aumentar o fondo o necesario para mitigar as protestas dos damnificados, pero non o suficiente para evitar que os accidentes de petróleo entren nos cálculos das empresas como custo asumíbel da súa actividade. Neste sentido, ironicamente, a política de seguridade marítima da UE favorece en primeira instancia aos poderosos lobbies petroleiros e sociedades relacionadas co tráfico de hidrocarburos.



A posición da Unión Europea ante os paquetes ERIKA é coherente coa defendida no seo da Comisión como "Proposta de Directiva sobre responsabilidade ambiental en relación coa prevención e reparación de danos ambientais" (2002/0021 COD). Nesta proposta de directiva exclúese explicitamente toda "[...] responsabilidade civil por danos causados pola contaminación por hidrocarburos (art. 3.3.)". Posición non casual senón fiel reflexo das suxerencias aportadas polos interesados na ronda de consultas previa á elaboración da directiva, e entre os cales se atopan desigualmente representados empresas e damnificados. Así, a propia UE incorpora as opinións do Comité Marítimo Internacional (Londres), International Association of Independent Tanker Owners (Oslo), International Association of Oil and Gas Producers (Bruselas), International Oil Pollution Compensation Fund (Londres), International Tanker Owners Pollution Federation Ltd. (Londres) ou Oil Companies International Marine Forum (Londres). Estes grupos empresariais en todo momento requiren - e consiguen - da UE que, relativo ao transporte marítimo de hidrocarburos, nada se incorpore á directiva sobre responsabilidade ambiental " [...] que entre en conflito ou afecte o réxime existente de responsabilidade e compensación", e aseguran que este sistema proporciona compensacións "razoábeis", pero en ningún momento completas ou totales dos danos causados .

5. Conclusións

En definitiva, detrás da política europea de aceleración da implantación dos paquetes ERIKA I e ERIKA II, e da elaboración e aprobación da Directiva sobre Responsabilidade Ambiental atópase un intento de aplazar a solución máis eficiente ao problema. Dende a perspectiva económica deberíanse introducir os incentivos adecuados para que a estratexia óptima das empresas sexa a prevención de accidentes, para isto sería necesario:

- Basear calquera medida no principio de quen contamina paga. Isto implica clarificar e personalizar a responsabilidade civil, superando a estratexia baseada nos fondos colectivos.
- Profundizar no principio anterior cara unha responsabilidade ilimitada real. É dicir, que se paguen todos os danos, o que funcionaría como medida disuasoria real e que tería como consecuencia que a estratexia máis rendíbel para as empresas fose a prevención.
- Desenvolver un marco sobre responsabilidade ambiental a nivel europeo, que prime os intereses colectivos sobre os particulares. Son os bens públicos os que requiren de maior protección governamental pois o mercado non proporciona indicadores das súas perdas nin, por tanto, incentivos correctos para a súa conservación.
- Conceder unha importancia adecuada a todas as perdas derivadas dos vertidos, ben sexan estas de bens e recursos comercializábeis, ou de servicios ambientais ou recreativos, non comercializábeis. Faise preciso un compromiso decidido das institucións públicas para defender as tipoloxías de valor menos tanxíbeis fronte ao afán reduccionista - interesado - das empresas petroleiras e as aseguradoras. E tamén para financiar os estudos necesarios que xustifiquen, con rigor, cifras de danos moito máis elevadas, tanto de cara indemnizacións como para investimentos en protección e conservación dos recursos

Anexo II

CAMPAÑA DA OFICINA EUROPEA DO AMBIENTE (OEA) A FAVOR DA REFORMA AMBIENTAL DA FISCALIDADE EN EUROPA

POR UNS PREZOS QUE BENEFICIEN AO MEDIO AMBIENTE

O desenvolvemento sustentábel desde o punto de vista do medio ambiente será unha mera ilusión se os incentivos do mercado continúan fomentando un consumo e uns métodos de produción desbaldidores, ademais de facer que os cambios necesarios para a protección do medio ambiente parezan caros e nada competitivos. Por este motivo, a Oficina Europea do Ambiente lanzou unha campaña cuxo obxectivo é mudar os incentivos do mercado de xeito que os prezos beneficien ao ambiente. As dúas ferramentas máis importantes que estamos promovendo como parte desta reforma ambiental da fiscalidade son o traspaso das cargas tributarias e a reforma das políticas de subvención. Coa finalidade de evitar consecuencias sociais negativas e acelerar a reacción do mercado, estamos promovendo unha serie de medidas adicionais específicas.

A tributación ambiental é unha das principais ferramentas para avanzar cara a un desenvolvemento sustentábel. Os impostos ambientais teñen o efecto positivo de fomentar a innovación e a eficiencia. Tamén poden contribuír á creación de postos de traballo, sobre todo cando os ingresos fiscais se reciclan baixando os impostos laborais (reforma ambiental dos impuestos, RAI). O seu efecto global sobre a economía é claramente positivo, xa que a longo prazo contribúe a mellorar a calidade de vida e as condicións para atinxir a prosperidade. Estas conclusións teñen o respaldo non só de organizacións ambientais, senón tamén de grande parte da sociedade, organizacións internacionais como a OCDE, asociacións de consumidores, sindicatos e algunhas asociacións empresariais.

As políticas dos gobernos seguen favorecendo modelos de produción e de consumo que prexudican ao ambiente de moitas formas. As subvencións directas destinadas á produción de carbón ou á agricultura intensiva son exemplos claros. Outros exemplos son as desgravacións fiscais por desprazamento ao lugar de traballo en coche ou as exencións tributarias por viaxar en avión. Subvencións como éstas deben ser progresivamente eliminadas e substituídas por outras que aceleren a adopción de alternativas para a produción de enerxía, o transporte, etc. que sexan respectuosas co medio ambiente.

Cómpre adoptar medidas sociais que preveñan calquera posíbel inxustiza social derivada dos prezos máis altos da enerxía. Poderíase facer facilmente deseñando as políticas adecuadamente.

Como parte da campaña, establecemos unha serie de obxectivos cuantificados e unhas axendas para o ámbito da UE que servirán de guía para o ámbito nacional. Esperamos poder xerar un novo debate sobre a reforma ambiental da fiscalidade en todos os países da UE así como nos países candidatos á adhesión, e deste modo crear una dinámica que fará posíbel dar pasos máis audaces no ámbito nacional sabendo que no resto de Europa estanse desenvolvendo procesos similares. Estamos fomentando a adopción da proposta actual da Comisión sobre a fiscalidade da enerxía (Directiva Monti), pero achamos que só é o primeiro paso para coordinar toda Europa. Insistimos en que non é preciso que a UE chegue a un acordo global para que cada país realice a súa propia reforma nacional. De feito, a maioría dos Estados membros xa iniciaron certas accións de ámbito nacional, á marxe da falta de progreso no ámbito da UE.

John Hontelez. Secretario xeral da Oficina Europea do Ambiente (OEA)

